UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

BRUNA NAYARA PEREIRA CARDOSO

**Efeito da contaminação de cromo em macroinvertebrados
aquáticos no córrego Monte Alegre: estrutura da comunidade e
teste de toxicidade**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2018

BRUNA NAYARA PEREIRA CARDOSO

**Efeito da contaminação de cromo em macroinvertebrados
aquáticos no córrego Monte Alegre: estrutura da comunidade e
teste de toxicidade**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Juliano José Corbi

São Carlos
2018

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

C894e Cardoso, Bruna Nayara Pereira
 Efeito da contaminação de cromo em
macroinvertebrados aquáticos no córrego Monte Alegre:
estrutura da comunidade e teste de toxicidade / Bruna
Nayara Pereira Cardoso; orientador Juliano José Corbi.
São Carlos, 2018.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2018.

1. Chironomus xanthus. 2. Macroinvertebrados
aquáticos. 3. Metais. 4. Resíduos de curtume. 5.
Sedimento. 6. Testes de toxicidade. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **BRUNA NAYARA PEREIRA CARDOSO**.

Título da dissertação: "Efeito da contaminação de cromo em macroinvertebrados aquáticos no córrego Monte Alegre: estrutura da comunidade e teste de toxicidade".

Data da defesa: 23/04/2018.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Juliano Jose Corbi**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Frederico Yuri Hanai**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Prof. Dr. **Guilherme Rossi Gorni**
(Universidade de Araraquara/UNIARA)

Resultado:

APROVADO

APROVADA

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendiando**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, primeiramente pela vida e por todas as oportunidades que tenho recebido,

Ao meu amor, Hugo Guilherme, por ser um grande companheiro, ser tão legal e me fazer sorrir todo momento,

Aos meus pais, meu irmão Igor e familiares que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho,

Ao meu orientador, professor Juliano, pela oportunidade de trabalhar e conhecer mais a área de macroinvertebrados aquáticos, pelo apoio e orientação durante o mestrado,

Aos amigos de infância, principalmente a Jeh e a Jenny,

Aos amigos do LEAA (Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos), Camila, Mayara, Daniel, José, Mara, Carina, Aline, Lidia e Bárbara,

Ao Oscar Neto, do Departamento de Geotecnia, pelo auxílio nas análises de granulometria,

Ao Fernando, do Laboratório de Química, Campus II, pelo auxílio nas extrações de metais,

Ao senhor Júlio e Aline, do Laboratório de Sanemanento, pelas análises de metais e fósforo,

A Sá e Priscila, do Departamento de Hidráulica e Saneamento pela atenção e ajuda.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida.

“A lei da mente é implacável. O que você pensa, você cria; o que você sente, você atrai; o que você acredita, torna-se realidade.”

Buda

RESUMO

CARDOSO, B. N. P. (2018). Efeito da contaminação de cromo em macroinvertebrados aquáticos no córrego Monte Alegre: estrutura da comunidade e teste de toxicidade. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

O cromo é utilizado em diferentes setores industriais, inclusive aplicado em curtumes como curtente de couros, cujo processamento gera resíduos sólidos e líquidos contendo concentrações deste metal, que se lançados no meio aquático sem o devido tratamento, pode atingir os sedimentos e afetar a biota aquática. É nesse contexto que em 2001, cerca de 150 toneladas de aparas de couro foram lançadas no solo e a partir do *runoff*, lixiviadas para o córrego Monte Alegre, localizado no município de Araraquara (SP), contaminando o sedimento e ocasionando alterações na comunidade de macroinvertebrados aquáticos do córrego. O presente trabalho visou avaliar os efeitos da contaminação de cromo em macroinvertebrados aquáticos no córrego Monte Alegre por meio do estudo da estrutura da comunidade e por testes de toxicidade aguda e crônica em larvas de *Chironomus xanthus* utilizando sedimento contaminado. As amostras foram coletadas em dois períodos do ano e em três pontos distintos do córrego, sendo um ponto à nascente (Ponto 1), um intermediário (Ponto 2) e outro próximo à área contaminada (Ponto 3). A comunidade de macroinvertebrados aquáticos foi coletada em campo utilizando draga Ekman-Birge (225 cm²) e levada ao laboratório, onde passaram por triagem em bandejas transiluminadas. Os organismos foram identificados utilizando chaves de identificação específicas. O sedimento para a análise ecotoxicológica também foi coletado utilizando draga Ekman-Birge e levado ao laboratório para realização dos testes. Os organismos foram expostos ao sedimento contaminado para avaliação da mortalidade, em testes agudos com duração de 96 h, preparados em frascos de 500 mL onde foram adicionados, 240 mL de água deionizada, 60 g de sedimento, 5 mL de alimento (solução de Tetramin 5g L⁻¹) e 6 larvas de IV instar. O teste crônico foi desenvolvido sob as mesmas condições do agudo, exceto pela adição de 6 larvas de *Chironomus xanthus* de I instar, aeração (4 mL s⁻¹) e duração de 8 dias. Os resultados da concentração de cromo no sedimento e da composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos sugerem que o cromo proveniente das aparas de couro depositado no solo em 2001, no assentamento Monte Alegre, não interferiu na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, uma vez que, no ponto 1 (nascente) também foi encontrado concentrações de cromo. Neste ponto, a riqueza e a diversidade de espécies foram mais

elevadas quando comparadas aos demais pontos, apontando para uma boa qualidade ambiental. O sedimento do córrego apresentou indícios de toxicidade para as larvas de *Chironomus xanthus* no ponto 1 (nascente), tóxico no ponto 2 (intermediário) e ponto 3 (área impactada). Outros fatores como cultivos de cana-de-açúcar e banana, a utilização de fertilizantes e a ausência de mata ciliar podem ter contribuído para a baixa riqueza e diversidade de macroinvertebrados aquáticos e para o aumento da toxicidade do sedimento nos pontos 2 e 3. Destaca-se a importância das matas ciliares na preservação da qualidade da água e como mecanismo de barreira e proteção contra a entrada de metais para os corpos de água. Ressalta-se ainda a necessidade do adequado manejo de produtos agrícolas, de resíduos de curtume e dos impactos que podem causar, não só para o meio ambiente modificando a paisagem e a qualidade ambiental, mas também para a comunidade do assentamento que utiliza o solo para a produção e comercialização de alimentos e a água para o consumo.

Palavras-Chave: *Chironomus xanthus*; Macroinvertebrados aquáticos; Metais; Resíduos de curtume; Sedimento; Testes de toxicidade.

ABSTRACT

CARDOSO, B. N. P. (2018). Effect of chromium contamination on aquatic macroinvertebrates in the Monte Alegre stream: community structure and toxicity test. Dissertation (Master). School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2018.

Chromium is used in different industrial sectors, including applied to tanneries such as leather tanning, whose processing generates solid and liquid residues containing concentrations of this metal, which if launched into the aquatic environment without due treatment, can reach the sediments and affect the aquatic biota. It is in this context that in 2001 about 150 tons of leather chips were released into the soil and from the runoff, leached to the Monte Alegre stream, located in the city of Araraquara (SP), contaminating the sediment and causing changes in the community of aquatic macroinvertebrates of the stream. The present work evaluate the effects of chromium contamination on aquatic macroinvertebrates in the Monte Alegre stream through of the community structure study and by acute and chronic toxicity tests on *Chironomus xanthus* larvae using contaminated sediment. The samples were collected in two periods of the year and at three distinct points of the stream, one point at the nascent (Point 1), one intermediate (Point 2) and one near the contaminated area (Point 3). The community of aquatic macroinvertebrates was collected in the field using Ekman-Birge drag (225 cm²) and taken to the laboratory, where they were screened in transilluminated trays. The organisms were identified using specific identification keys. The sediment for the ecotoxicological analysis was also collected using Ekman-Birge drag and taken to the laboratory for testing. The organisms were exposed to the contaminated sediment for mortality evaluation in acute tests with a duration of 96 h, prepared in 500 mL pots adding 240 mL of deionized water, 60 g of sediment, 5 mL of food (Tetramin's solution 5g L⁻¹) and 6 instar IV larvae. The chronic test was developed under the same acute conditions, except for the addition of 6 larvae of *Chironomus xanthus* of I instar, aeration (4 mL s⁻¹) and duration of 8 days. The results of the concentration of chromium in the sediment and of the community composition of aquatic macroinvertebrates suggest that the chromium from the leather chips deposited in the soil in 2001 in the Monte Alegre stream did not interfere in the structure of the aquatic macroinvertebrate community, since the concentrations of chromium were also found in point 1 (nascent). At this point, the richness and diversity of species were higher when compared to the other points, pointing to a good environmental quality. The stream sediment showed evidence of toxicity for *Chironomus xanthus* larvae at point 1 (nascent),

toxic at point 2 (intermediate) and point 3 (impacted area). Other factors such as sugarcane and banana plantation, the use of fertilizers and the absence of riparian vegetation may have contributed to the low richness and diversity of aquatic macroinvertebrates and to the increase toxicity in the sediment in points 2 and 3. Highlights the importance of riparian vegetation in the preservation of water quality and as a barrier mechanism and protection against the entry of metals into watercourse. The need for adequate management of agricultural products, tannery residues and the impacts they can cause, not only for the environment by modifying the landscape and environmental quality, but also for the local community that uses the soil to the production and commercialization of food and water for consumption.

Keywords: *Chironomus xanthus*; Aquatic macroinvertebrates; Metals; Tannery waste; Sediment; Toxicity tests.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação dos insetos aquáticos em relação a ordem, número de espécies aquáticas descritas, habitat e grupo funcional alimentar	29
Tabela 2: Variáveis físicas e químicas da água do Córrego Monte Alegre.....	50
Tabela 3: Comparação entre as variáveis físicas e químicas da água do córrego Monte Alegre analisadas pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo.	51
Tabela 4: Granulometria e porcentagens das frações de silte, argila e areia do sedimento do córrego Monte Alegre para os três pontos de amostragem.	53
Tabela 5: Análise comparativa das concentrações de metais (em mg kg ⁻¹) analisadas pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) no sedimento do córrego Monte Alegre e também com os limites estabelecidos pela Resolução Conama 454/12 e 420/09.....	55
Tabela 6: Análise comparativa da concentração de metais do sedimento do córrego Monte Alegre e de outros sistemas aquáticos, em relação aos valores mínimos e máximos encontrados.....	55
Tabela 7: Classificação da poluição de sedimento com base na concentração de metal (mg Kg ⁻¹) (Thomas, 1987) para o sedimento do córrego Monte Alegre	56
Tabela 8: Comunidade de macroinvertebrados aquáticos identificada nos três pontos analisados do córrego Monte Alegre.....	57
Tabela 9: Representação da família Chironomidae nos três pontos analisados do córrego Monte Alegre.....	58
Tabela 10: Métricas comunitárias aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos do Córrego Monte Alegre.....	59
Tabela 11: Classificação de qualidade da água conforme os índices bióticos BMWP e IBB..	59
Tabela 12: Comparação das métricas comunitárias entre os resultados observados pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) para o córrego Monte Alegre para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo.....	60
Tabela 13: Grau de toxicidade do sedimento do córrego Monte Alegre de acordo com a classificação de Barbosa (2000)	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama detalhado das três etapas principais (ribeira, curtimento e acabamento) de produção de couro (Peralta, 2014).....	26
Figura 2: Classificação dos macroinvertebrados aquáticos de acordo com a sensibilidade (Esteves, 2011)	30
Figura 3: Ciclo de vida terrestre (adultos) e aquático (larvas e pupa) de um Chironomidae (HAMADA, 2014)	34
Figura 4: Localização do Assentamento Monte Alegre, município de Araraquara, na bacia do rio Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo (Santos et al., 2009)	37
Figura 5: Mapa do Assentamento Monte Alegre, Araraquara (SP) e localização dos lotes contaminados por aparas de couro (Google Earth, 2018)	38
Figura 6: Localização dos pontos de coleta (Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3) no córrego Monte Alegre (Google Earth, 2018).	39
Figura 7: Área à montante da contaminação por cromo (Ponto 1).....	40
Figura 8: Ponto intermediário (Ponto 2).....	40
Figura 9: Área próximo ao local onde houve contaminação por cromo (Ponto 3)	41
Figura 10: a) Coleta de sedimento com draga de Ekman-Birge e b) potes de armazenamento do sedimento.....	42
Figura 11: Determinação da concentração de metais: a) sedimento seco em estufa à 60°C por 12h; b) sedimento sendo aquecido à 90° C por 2h; c) filtração do material aquecido e d) material filtrado.	44
Figura 12: a) Peneiras de 0,250mm para lavar os macroinvertebrados aquáticos; b) bandeja transluminada utilizada na triagem dos organismos.....	44
Figura 13: a) Larva montada em lâmina com meio Hoyer e larva de Chironomidae (vista no microscópio).	45
Figura 14: Cultivo das larvas de <i>Chironomus xanthus</i> em laboratório	46
Figura 15: Esquema de montagem do teste de toxicidade aguda em laboratório: a) larva de <i>Chironomus xanthus</i> no IV instar, b) potes de plástico, c) água deionizada, d) sedimento.	47

XVIII

Figura 16: Esquema de montagem do teste de toxicidade crônica em laboratório: a) larvas de <i>Chironomus xanthus</i> no I instar, b) potes de plástico, c) água deionizada, d) sedimento.	48
Figura 17: Larvas de <i>Chironomus xanthus</i> sendo fotografadas em lâminas para serem medidas pelo IMAGEJ	48
Figura 18: Concentrações médias e desvios padrão de nitrogênio e fósforo total da água do córrego Monte Alegre	51
Figura 19: Porcentagem média e desvios padrão de matéria orgânica do sedimento do córrego Monte Alegre (%)	52
Figura 20: Concentrações médias e desvios padrão de cromo, cádmio, cobre, zinco, manganês e magnésio, presentes no sedimento de córrego Monte Alegre.	54
Figura 21: Composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos ao longo do córrego Monte Alegre.	58
Figura 22: Porcentagem média e desvios padrão de mortalidade de <i>C. xanthus</i> para o teste agudo.....	61
Figura 23: Porcentagem média e desvios padrão de mortalidade de <i>C. xanthus</i> para o teste crônico.....	62
Figura 24: Comprimento médio e desvios padrão das larvas de <i>C. xanthus</i> (mm) retiradas após o teste crônico com sedimento do córrego Monte Alegre	62

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	21
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
2.1.	Metais e Meio Ambiente.....	22
2.2.	Cromo	25
2.3.	Macroinvertebrados aquáticos	28
2.4.	Testes ecotoxicológicos	32
3.	OBJETIVOS.....	36
3.1.	Objetivo geral	36
3.2.	Objetivos específicos	36
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
4.1.	Área de estudo	37
4.2.	Pontos de amostragem	39
4.3.	Variáveis físicas e químicas da água	41
4.4.	Variáveis físicas e químicas do sedimento	42
4.4.1.	Matéria orgânica	42
4.4.2.	Granulometria	43
4.4.3.	Análise de metais	43
4.5.	Macroinvertebrados aquáticos	44
4.6.	Testes ecotoxicológicos	45
4.6.1.	Cultivo do organismo-teste.....	45
4.6.2.	Testes de toxicidade aguda	46
4.6.3.	Testes de toxicidade crônica.....	47
4.7.	Análise dos dados	49
5.	RESULTADOS	50
5.1.	Variáveis físicas e químicas da água	50

5.2.	Variáveis físicas e químicas do sedimento.....	52
5.2.1.	Matéria Orgânica.....	52
5.2.2.	Granulometria.....	52
5.2.3.	Análise de metais	53
5.3.	Macroinvertebrados aquáticos.....	56
5.4.	Testes ecotoxicológicos.....	61
5.4.1.	Testes de toxicidade aguda.....	61
5.4.2.	Testes de toxicidade crônica	61
6.	DISCUSSÃO	64
6.1.	Variáveis físicas e químicas da água.....	64
6.2.	Análise de metais.....	66
6.3.	Macroinvertebrados Aquáticos.....	69
6.4.	Testes Ecotoxicológicos	71
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	73
8.	REFERÊNCIAS.....	74

1. INTRODUÇÃO

No ano de 2001, aproximadamente 150 toneladas de resíduos de couro foram aplicadas no solo como fonte de matéria orgânica no Assentamento Monte Alegre, localizado no município de Araraquara, Estado de São Paulo. Próxima a essa região, várias indústrias que produziam luvas de couro descartaram, de forma irregular, resíduos de aparas de couro no solo do assentamento, o qual era cultivado cana-de-açúcar e manga. Esse descarte provocou não só a contaminação do solo, mas também a contaminação do sedimento do córrego Monte Alegre, localizado próximo ao assentamento e da biota aquática (SANTOS et al., 2009).

No estudo conduzido por Santos et al. (2009), foram analisadas as concentrações de cromo no solo e na água do assentamento Monte Alegre/SP. Para o solo, os resultados mostraram que as concentrações de cromo foram de 30,93 e 55,85 mg kg⁻¹ em área de cultivo de cana-de-açúcar e de 40,2 e 567,2 mg kg⁻¹ em área de cultivo de manga, sendo este último considerado solo contaminado. Para as amostras de água, foram encontrados valores inferiores ao limite de detecção de cromo (0,01 mg L⁻¹).

Corbi et al. (2011) também realizaram um estudo no mesmo local e analisaram as concentrações de cromo no sedimento do córrego Monte Alegre e em larvas de Odonata. Os resultados mostraram que ambos foram afetados pela contaminação. Nos sedimentos, foram encontradas concentrações três vezes maiores de cromo à jusante, próxima à área contaminada (30,1 a 32,4 mg kg⁻¹), que as encontradas à montante (8,02 a 10,93 mg kg⁻¹). Nas larvas de Odonata, as concentrações variaram de 0,64 a 0,72 mg kg⁻¹ para a área à jusante e 0,42 a 0,46 mg kg⁻¹ para à montante. Os autores ainda explicam que, embora as concentrações de cromo no sedimento à jusante fossem significativamente maiores que a montante, ambas estavam abaixo dos valores orientadores previstos pela Resolução Conama nº 454/12, que estabelece concentração de 37,3 mg kg⁻¹ para o nível abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota e de 90,0 mg kg⁻¹ para o nível acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

Diante dos problemas ambientais que a contaminação por cromo pode causar ao solo, sedimentos, plantas, organismos e também a saúde humana, o presente trabalho visou aprofundar os estudos iniciados por Santos et al. (2009) e Corbi et al. (2011), avaliando os efeitos do cromo sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e a toxicidade do sedimento contaminado em larvas da espécie *Chironomus xanthus*.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Metais e Meio Ambiente

Os metais são caracterizados como elementos bons condutores de eletricidade e cuja resistência elétrica é diretamente proporcional à temperatura absoluta. Suas principais características são alta condutividade térmica, alta densidade, maleabilidade e ductilidade (FORSTNER e WITTMAN, 1983). Outras denominações como metal traço, metal pesado, metal disponível, metal tóxico, metal essencial, microelementos e micronutrientes também podem ser atribuídas ao termo metal (PHIPPS, 1981; FORSTNER e WITTMAN, 1983).

Os metais estão presentes na natureza em pequenas concentrações, sendo introduzidos naturalmente por meio do intemperismo das rochas ou carregamento de solos (PELÁEZ-RODRÍGUEZ, 2001; DORNFELD, 2002). Mas diversas atividades antrópicas como agricultura, mineração, lançamento de efluentes domésticos e industriais tem contribuído significativamente para a introdução de metais de forma não natural no ecossistema.

Corbi et al. (2006) avaliaram a concentração de metais em sedimentos de córregos adjacentes às áreas agrícolas, no estado de São Paulo e identificaram a presença de cromo, níquel, cobre, zinco, ferro e manganês, alguns em pequenas concentrações e outros em maiores. Rocha e Azevedo (2015) analisando a qualidade da água da Bacia do Córrego São Mateus, em Juiz de Fora/MG identificaram concentrações elevadas e superiores às permitidas de arsênio, cádmio, chumbo, cobre, mercúrio e zinco na água decorrente da mineração, aterro sanitário e lançamento de efluentes domésticos presentes no local. Por outro lado, Sahm (2016) analisou a qualidade do sedimento de três córregos no município de Bocaina/SP e encontrou elevadas concentrações de cromo, zinco e cobre nos sedimentos decorrentes da presença de indústrias de curtumes e da urbanização.

Alguns metais em pequenas concentrações como magnésio, ferro, zinco, manganês, cobre, cobalto, molibdênio e boro são essenciais aos seres vivos, porém, quando em grandes concentrações, podem se tornar tóxicos. Outros metais, como chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e cromo, além de não serem essenciais aos organismos são também tóxicos a eles (ESTEVEES, 2011; OCHIAI, 1995). Em relação à toxicidade, Wood (1974) traz a seguinte classificação dos metais: não críticos, representados por Na, K, Mg, Ca, Fe, Li, Rb, Sr e Al; tóxicos, mas muito insolúveis ou raros, representados por Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, La, Os,

Rh, Ir, Ru e Ba e muito tóxicos e relativamente acessíveis, representados por Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Sb e Bi.

Neste trabalho foram analisados os seguintes metais: cádmio, cobre, cromo, zinco, manganês e magnésio.

O cádmio, símbolo Cd, apresenta concentrações, geralmente inferiores a 1 mg L^{-1} em águas doces e de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ na crosta terrestre. É considerado um metal não essencial, de alta toxicidade, que pode ser liberado para o ambiente por meio da queima de combustíveis fósseis, indústrias metalúrgicas, galvanoplastia, equipamentos eletrônicos, uso de fertilizantes, entre outros. Além disso, o cádmio apresenta significativa mobilidade na água e pode ser bioacumulativo (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Para águas doces, são permitidas baixas concentrações, entre $0,001$ a $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005). No solo, o valor de prevenção é de $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (BRASIL, 2009). Para os sedimentos, é admitido concentrações entre $0,6$ a $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd (BRASIL, 2012).

O cobre, símbolo Cu, é amplamente distribuído na natureza no estado elementar e na crosta terrestre, apresenta concentrações de aproximadamente 60 mg kg^{-1} . As fontes naturais de liberação do cobre incluem a erosão e lixiviação e as fontes antropogênicas incluem a mineração, fundição, queima de carvão, fertilizante e esgotos (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Esse metal é um dos elementos essenciais às plantas, animais e ao metabolismo humano (NAVAS-PEREIRA, et al. 1985). Assim como o cádmio, as concentrações de cobre permitidas em águas doce também são baixas, inferiores a $0,015 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005). Por outro lado, em sedimentos, são permitidas maiores concentrações que na água, entre $35,7$ a 197 mg kg^{-1} (BRASIL, 2012).

O zinco, símbolo Zn, pode ser encontrado no ar, no solo, na água e nos alimentos. Pode ser liberado para a ambiente por meio das atividades de mineração, produção de aço, queima de carvão e de resíduos (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Assim como o cobre, esse metal é considerado essencial à saúde humana, mas pode se tornar tóxico em elevadas concentrações. Nos organismos aquáticos, dependendo dos níveis tróficos, pode ocorrer a bioacumulação (NAVAS-PEREIRA, 1985). Em águas doces, é permitida concentrações de zinco inferiores a 5 mg.L^{-1} (BRASIL, 2005). No solo, o valor de prevenção é de 300 mg kg^{-1} (BRASIL, 2009) e no sedimento, as concentrações podem variar de 123 a 315 mg kg^{-1} (BRASIL, 2012).

O manganês, símbolo Mn, é um metal abundante e compreende cerca de 0,1% da crosta terrestre. Ocorre naturalmente em vários tipos de rochas e as fontes antropogênicas incluem fertilizantes, resíduos domésticos, mineração e indústrias de cerâmicas, vidros, aço e pilhas (AZEVEDO e CHASIN, 2003). Em águas doce, este metal deve apresentar concentrações baixas que variam de 0,1 a 0,5 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005). Para o solo e o sedimento não há valores orientadores.

No meio aquático, o sedimento representa um compartimento responsável pelo acúmulo de metais que pode prejudicar a qualidade da água dos corpos d'água mesmo após a interrupção das fontes de emissões (MOZETO, 2001). Vários fatores contribuem com a disponibilidade de metais no sedimento, por exemplo, gradiente de oxigênio, potencial redox, pH, temperatura, adsorção, sedimentação, precipitação e o tamanho das partículas de sedimento (FÖRSTNER, 1990). Em relação ao tamanho das partículas, sedimentos com grãos menores, tem maior capacidade de adsorção de metais que os de grãos maiores, devido a maior área superficial (BEVILACQUA, 1996).

O acúmulo de metais nos ambientes aquáticos tem despertado interesse a respeito dos efeitos que podem causar e do comportamento que podem ter na cadeia alimentar (REINFELDER et al., 1998; CORBI et al. 2006). Uma vez adsorvido aos sedimentos, os metais podem se tornarem biodisponíveis para a coluna d'água, afetar a biota aquática e ser transferidos ao longo da cadeia alimentar (KHAN et al., 2005). Também podem bioacumular-se em concentrações tóxicas aos organismos (RAINBOW e PHILIPS, 1993; PEPINELLI et al., 2005; CORBI et al., 2010) e causar modificações em sua estrutura e distribuição (LINNIK e ZUBENKO, 2000; CORBI e TRIVINHO-STRIXINO, 2017), interferir no crescimento, desenvolvimento, reprodução, na biossíntese do DNA e ainda causar mortalidade (OCHIAI, 1995; COLOMBO-CORBI et al., 2017).

Corbi et al. (2010) e Corbi et al. (2011) avaliaram a bioacumulação de metais em insetos aquáticos em córregos impactados por cana-de-açúcar e identificaram que larvas de *Chironomus*, Odonatas e Hemipteras foram contaminadas pelo sedimento e acumularam metais em seu organismo. Castro-Català et al. (2016) analisando a toxicidade do sedimento por poluentes orgânicos e metais, constataram efeitos sobre organismos-testes e na biota aquática, tais como atrasos no desenvolvimento das larvas, redução da sobrevivência dos organismos e diminuição da riqueza taxonômica à jusante dos pontos contaminados pelos poluentes, com predomínio de Chironomidae e Oligochaeta, grupos de macroinvertebrados

aquáticos tolerantes a poluição. Além dos efeitos tóxicos aos organismos-testes expostos a poluentes químicos, Moraes (2014) também observou efeitos genotóxicos. Wandscheer (2016) analisando os efeitos da aplicação de fungicidas e inseticidas em água de irrigação de lavoura de arroz sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, também constatou efeitos genotóxicos, como o aparecimento de alterações cromossômicas.

2.2. Cromo

O cromo, símbolo Cr, é um metal cinza-aço, sem odor, resistente à corrosão e que possui forma cristalina cúbica. Pode ser encontrado nas formas de cromo elementar (Cr^0), bivalente, Cr (II), trivalente, Cr (III) e hexavalente, Cr (VI), mas somente as duas últimas formas são mais importantes para a saúde humana e para o meio ambiente (AZEVEDO e CHASSIN, 2003). O cromo trivalente está quase sempre na forma natural e é essencial ao funcionamento do organismo (SAVAZZI, 2008), porém, a ingestão em concentrações superiores a $200\mu\text{g}$ por dia (JORDÃO et al., 1999) pode causar a inibição dos processos celulares (SILVA e PEDROZO, 2001). Por outro lado, a forma hexavalente é em sua maioria derivada de atividades antrópicas, sendo considerada cancerígena, devido ao seu efeito tóxico e aos riscos à saúde humana.

Na forma natural, o cromo é encontrado em rochas, animais, plantas, solos, poeiras, erupções vulcânicas e pode estar combinado a outros compostos (ATSDR, 2012; WHO, 1988). As fontes antropogênicas de ocorrência de cromo incluem a siderurgia, produção de cimento, pilhas e borracha, fundições, fabricação de aço inoxidável e fitas magnéticas (AZEVEDO e CHASSIN, 2003).

A indústria de curtume também é uma fonte importante de ocorrência de cromo, pois utiliza esse metal na transformação de pele em couro. Geralmente, o processo de produção de couro (ou beneficiamento) é dividido em três etapas principais: ribeira, curtimento e acabamento (Figura 1). A ribeira consiste em limpar e eliminar substâncias da pele e preparar a matriz de fibras colagênicas para a reação com os produtos químicos nas etapas subsequentes. O curtimento tem a finalidade de transformar as peles pré-tratadas da etapa anterior em couro, conferindo qualidade ao produto final e para isso utiliza-se o cromo. O acabamento tem por finalidade garantir maciez, cor, elasticidade, flexibilidade, resistência à tração e impermeabilidade ao couro (PACHECO, 2005).

Figura 1: Diagrama detalhado das três etapas principais (ribeira, curtimento e acabamento) de produção de couro (Peralta, 2014).

A fabricação de couro gera efluentes líquidos, gasosos e resíduos sólidos. Geralmente, a quantidade de efluentes líquidos gerados corresponde a quantidade de água captada, cerca de $31,93 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1}$ e entre as três etapas, a ribeira é a responsável por contribuir com 70% de produção de efluentes (CLAAS e MAIA, 1994). Os efluentes ainda podem conter elevadas taxas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sulfetos (BAJZA e VRCEK, 2001) e cromo, sendo que 20% deste é lançado como efluente por não ser absorvido em sua totalidade (ARFAOUI et al., 2005).

Os efluentes gasosos e os odores gerados são provenientes de compostos voláteis, amônia e gás sulfídrico que são liberados nas várias etapas de fabricação de couro. Já os resíduos sólidos gerados são as aparas, carnaça, material curtido e lodos das estações de tratamento dos efluentes, cerca de 100 a 200 kg de matéria seca/t de pele salgada (CLAAS e MAIA, 1994). Os efluentes líquidos e os resíduos sólidos gerados têm características tóxicas e

presença de metais que podem contaminar o meio aquático e o solo, quando lançados e tratados de modo inadequado.

Ao entrarem no ambiente, os metais podem ser distribuídos nos solos e no meio aquático, atingindo os sedimentos e a biota (DO CARMO et al., 2011). No solo, a contaminação de cromo é decorrente da aplicação de resíduos de curtume como uso agrícola (ALCÂNTARA e CAMARGO, 2001). Os valores de referência de qualidade e prevenção no solo são de 40 mg kg^{-1} e de 75 mg kg^{-1} , respectivamente (BRASIL, 2009). Nesse compartimento, as formas trivalentes e hexavalentes são mais comuns de serem encontradas, sendo que a última apresenta maior mobilidade e toxicidade aos organismos aquáticos (SANTOS et al., 2009). Sua mobilidade depende da textura, teor de matéria orgânica (ATSDR, 2012) e do tipo e horizonte do solo (ALCÂNTARA e CAMARGO, 2001).

Por meio do processo de escoamento superficial, os metais presentes no solo podem ser transportados e depositados nos corpos de água, atingindo tanto as águas superficiais quanto as águas subterrâneas. De acordo com a CETESB (2005), as águas doces apresentam baixas concentrações de cromo, geralmente inferiores a $0,001 \text{ mg L}^{-1}$, sendo o valor máximo permitido (VMP) de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, segundo os padrões de potabilidade (BRASIL, 2011). O mesmo VMP é estabelecido para padrões de qualidade da água doce superficial nas classes de 1 a 3 por meio da Resolução Conama nº 357/2005. Para as águas subterrâneas, os VMPs variam de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ para consumo humano a $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para dessedentação de animais (BRASIL, 2008).

O Relatório de Qualidade de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo do ano de 2004 apontou a presença de cromo em águas subterrâneas do Aquífero Bauru no noroeste paulista, sendo que de 1.244 análises realizadas, 47 apresentaram desconformidade com o valor máximo permitido de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$. As causas estavam relacionadas com a composição das rochas, as atividades agrícolas e a presença de curtumes na região.

Ao atingir a água, o cromo também pode depositar-se nos sedimentos de rios, córregos e lagos (ATSDR, 2012), devido a facilidade em adsorver esse metal (CAIRNS et al., 1984), sendo as concentrações nos sedimentos maiores que as encontradas na água (DO CARMO et al., 2011). Estudos realizados por Weng e Chen (2000) na China confirmam essa relação. Os autores avaliaram a concentração de cromo no sedimento e na água e os resultados mostraram que os maiores valores foram encontrados no sedimento, com concentração de $88,12 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,005 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Diante disso, os sedimentos têm sido utilizados em diversos estudos como indicadores de poluição no meio aquático (HORTELLANI et al., 2005).

Leghouchi et al. (2009) avaliou a concentração de cromo nos sedimentos, água e plantas provenientes da indústria de curtume em quatro pontos diferentes (dois à montante do lançamento de efluentes e os outros dois à jusante) do rio Mouttas, na cidade de Jijel, Argélia. O estudo demonstrou que as concentrações de cromo à jusante do lançamento eram elevadas e superiores ao permitido pela legislação nacional e internacional. Em relação ao sedimento, o ponto próximo ao lançamento de efluentes apresentou concentrações de cromo 860 vezes maior, comparado com o primeiro ponto à montante. Outros estudos também analisaram a presença de cromo na água, biota e nos sedimentos e os efeitos causados (NAMMINGA e WILHEM, 1977; PFEIFFER et al., 1982; JORDÃO et al., 1997; LESLIE et al., 1999; SOUTO, 2014).

Estudos realizados por Corbi et al. (2010) e Corbi et al. (2013) identificaram o acúmulo de cromo em insetos aquáticos e sedimento de córregos adjacentes a áreas agrícolas. Terra e Feiden (2014) avaliaram a qualidade dos sedimentos de áreas localizadas junto a curtumes utilizando ensaios toxicológicos com *Daphnia magna* e os resultados mostraram que a reprodução e a sobrevivência dos organismos foram afetadas, sendo inferiores ao esperado. Por outro lado, Freitas (2006) avaliou a presença de cromo em efluentes de indústrias de curtumes em Mato Grosso do Sul, na água e nos sedimentos e o efeito tóxico à espécie *Daphnia similis*. A autora identificou a presença de cromo acima dos padrões permitidos pela legislação nos efluentes, nas águas e nos sedimentos à jusante houve um leve aumento das concentrações de cromo e foi verificado também efeito tóxico agudo a *D. similis*.

2.3. Macroinvertebrados aquáticos

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos que ficam retidos em uma malha de 0,2 - 0,5 mm, sendo representados pelos grupos Annelida, Mollusca, Crustacea e Arthropoda (ROSENBERG e RESH, 1993). Dentro do grupo Arthropoda, a classe Insecta é a mais diversificada e abundante dos macroinvertebrados, sendo representada pelas ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Hemiptera, Orthoptera, Coleoptera, Megaloptera, Trichoptera, Neuroptera, Lepidoptera e Diptera (MCCAFFERTY, 1981).

Em relação ao grupo funcional alimentar, os macroinvertebrados podem ser classificados em fragmentadores, coletores, raspadores e predadores. Os fragmentadores são aqueles grupos que fragmentam grandes partículas de matéria orgânica para se alimentarem, como exemplo folhas, galhos e sementes. Por outro lado, os coletores são organismos que

ingerem pequenas partículas de matéria orgânica coletada nos sedimentos dos corpos de água ou suspensas na coluna d'água. Os raspadores se alimentam por meio da raspagem e mastigação do perifíton aderido às pedras, folhas, troncos e macrófitas aquáticas. Por último, os predadores, alimentam-se de outros organismos como pequenos peixes, girinos, anfíbios e moluscos, larvas e outros insetos aquáticos (Merritt et al., 2008). A tabela 1 apresenta algumas características gerais dos insetos aquáticos em relação ao número de espécies, habitats e grupo funcional alimentar.

Tabela 1: Classificação dos insetos aquáticos em relação a ordem, número de espécies aquáticas descritas, habitat e grupo funcional alimentar

Ordens	Número de espécies aquáticas descritas	Habitat	Grupo Funcional Alimentar
Ephemeroptera	3.000	Lêntico e lótico	- Raspadores - Filtradores - Catadores - Predadores
Plecoptera	3.497	Principalmente lótico	- Fragmentadores - Coletores - Predadores
Trichoptera	12.627	Lêntico e lótico	- Raspadores - Coletores - Predadores
Odonata	5.680	Lêntico e lótico	- Predadores
Coleoptera	12.600	Lêntico e lótico	- Fragmentadores - Raspadores - Coletores - Predadores
Diptera	150.000	Lêntico e lótico	- Fragmentadores - Raspadores - Coletores - Predadores
Collembola	414	Lêntico e raso	- Coletores
Megaloptera	328	Lêntico e lótico	- Predadores
Lepidoptera	737	Lêntico e lótico	- Fragmentadores - Raspadores
Neuroptera	118	Lêntico e lótico	- Predadores

Adaptado de Esteves (2011).

Quanto à tolerância, dividem-se em organismos: sensíveis, tolerantes e resistentes (Figura 2). Os organismos sensíveis ou intolerantes são caracterizados pelos organismos que necessitam de altas concentrações de oxigênio dissolvido na água, geralmente estão presentes

em ambientes com alta diversidade de hábitats e microhábitats e são representados pelas ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, conhecidos como o grupo EPT. Os organismos tolerantes são aqueles que necessitam de menores concentrações de oxigênio dissolvido, pois alguns utilizam o oxigênio atmosférico, como exemplo os Coleoptera que estocam o oxigênio atmosférico em uma bolha de ar. Esse grupo é representado pelas ordens Megaloptera, Heteroptera, Odonata e Coleoptera. Os organismos resistentes são aqueles capazes de viverem em condições de elevados impactos e de total depleção de oxigênio por várias horas. São representados em geral por larvas de Chironomidae, como exemplo *Chironomus* spp. e algumas espécies de Oligochaeta, como exemplo *Tubifex* (GOULART e CALLISTO, 2003).

Figura 2: Classificação dos macroinvertebrados aquáticos de acordo com a sensibilidade (Esteves, 2011)

Em relação ao habitat, esses indivíduos podem estar distribuídos na coluna d'água, nos sedimentos, sobre o substrato, se enterrar em sedimento mais fino ou ocupar os espaços entre os grãos de areia e ainda associarem-se às macrófitas aquáticas (CETESB, 2012).

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos, assim como outros organismos aquáticos, é essencial ao funcionamento dos ecossistemas de água doce por atuarem em processos ecológicos de ciclagem de nutrientes e de transferência de energia no meio em que vivem. Por exemplo, em um sistema aquático, a quantidade de nutrientes a ser liberada pelo sedimento está relacionada com os processos de mineralização pela comunidade bentônica (VALDOVINOS e FIGUEROA, 2000). Além disso, esses indivíduos retratam a diversidade ecológica do meio e podem responder aos impactos das atividades antrópicas, sendo frequentemente utilizados como bioindicadores na avaliação da qualidade da água e no monitoramento ambiental (CETESB, 2012; XU et al., 2014; PIMENTA et al., 2016; CARDOSO et al., 2017; CHAGAS et al., 2017).

As características que torna os macroinvertebrados bioindicadores são: ciclo de vida longo, tamanho do corpo relativamente grande, fácil amostragem, tolerância a diferentes contaminantes, alta diversidade de espécies (ALBA-TERCEDOR, 1996), abundância em todos os sistemas aquáticos, capacidade de locomoção limitada e também por funcionarem como integradores das condições ambientais e estarem presentes antes e depois de um evento impactante (ROSENBERG e RESH, 1993). Sonoda (2005) destaca as desvantagens do uso de macroinvertebrados aquáticos em relação a dificuldade de serem identificados em alguns níveis específicos e a influência das alterações sazonais na comparação amostral em diferentes estações.

Vários estudos têm utilizado os macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade da água (PELÁEZ-RODRÍGUEZ, 2001; FERNANDES, 2007; MONTEIRO et al., 2008; CARDOSO e NOVAES, 2013; BEGHELLI et al., 2015; CARTER et al. 2017; ROMERO et al., 2017). Peixoto (2008) utilizou a comunidade de macroinvertebrados na avaliação da qualidade da água do rio Cávado, norte de Portugal e os resultados permitiram por meio de índices de qualidade biológica classificar a água como sendo de má qualidade. Barboza (2011) avaliou as condições da qualidade da água do Rio Alegria, no município de Medianeira, estado do Paraná, com diferentes graus de interferência antrópica, integrando os macroinvertebrados bentônicos. Os resultados indicaram que as atividades antrópicas influenciaram significativamente sobre a qualidade da água do rio e a comunidade de macroinvertebrados. Por outro lado, Corbi (2006) avaliou a qualidade da água de córregos

situados em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, pastagem e com presença de mata ciliar utilizando a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e verificou que nas duas primeiras áreas houve menor riqueza de táxons e maior porcentagem de Chironomidae, enquanto que nas áreas com mata ciliar, apresentaram uma rica fauna aquática com menor participação de Chironomidae. Dos Santos e De Melo (2017) também avaliou a influência do uso e ocupação do solo, como pastagem, lavouras temporárias e área urbana na qualidade da água do Córrego Machado de Melo, no município de Araçatuba/SP, utilizando macroinvertebrados aquáticos e observou uma diminuição da diversidade de indivíduos diretamente proporcional ao grau do uso e ocupação do solo, com predomínio de organismos resistentes e tolerantes a poluição.

Com auxílio da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, podem-se calcular algumas métricas comunitárias como % de EPT, % de fragmentadores, riqueza, dominância e aplicar alguns índices bióticos, como Índice de Shannon-Wiener, Índice de Margalef, índice biótico “Biological Monitoring Working Party” (BMWP) e Índice Biótico Belga (IBB) para monitorar e classificar a qualidade da água (JOHNSON et al., 2001).

O índice “Biological Monitoring Working Party” (BMWP), de Armitage et al. (1983) é um índice qualitativo e a cada família é atribuído um valor entre 1 e 10, relativo ao grau de tolerância à poluição orgânica, sendo que as famílias mais sensíveis recebem valores mais altos, enquanto famílias mais tolerantes, recebem valores mais baixos. Faz-se uma somatória dos scores correspondentes às famílias registradas e o valor total corresponde a uma qualidade de água que varia entre boa e péssima (Anexo 1).

O Índice Biótico Belga (IBB), De Pauw e Vanhoren (1983) também é um índice qualitativo que varia de 0 a 10. Para sua análise, é considerado o número de unidades taxonômicas de cada grupo taxonômico (UTOs), o número total de unidades sistemáticas presentes na amostra e o grau de sensibilidade de ordens ou famílias. O resultado caracteriza a qualidade de água entre não poluída a fortemente poluída (Anexo 2).

2.4. Testes ecotoxicológicos

Somente o uso de análises físicas e químicas não são suficientes para retratar o impacto ambiental causado pelos contaminantes (COSTA et al., 2008), é preciso complementar os estudos com o uso combinado das análises biológicas, de modo a aumentar o potencial de identificação dos impactos sobre o ecossistema aquático (BUSS et al., 2008).

Enquanto as análises físicas e químicas identificam e quantificam as substâncias tóxicas, as análises biológicas avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos (COSTA et al., 2008). Os testes de toxicidade são ferramentas fundamentais para esse fim, pois permitem avaliar efeitos de contaminantes sobre os organismos vivos (DORNFELD et al., 2001).

Os testes de toxicidade são testes realizados em laboratórios, sob condições controladas e específicas, para avaliar os efeitos tóxicos em organismos-teste expostos a determinadas concentrações de substâncias, efluentes industriais, amostras de águas ou sedimentos (COSTA et al., 2008). De acordo com Rand (1980), os testes podem ser utilizados para determinar a toxicidade de agentes químicos, analisar a qualidade da água, avaliar a sensibilidade dos organismos aquáticos e subsidiar programas de monitoramento ambiental. Os testes ainda podem ser classificados em agudos e crônicos.

Os testes de toxicidade aguda são utilizados para uma avaliação rápida dos efeitos que agentes tóxicos podem provocar aos organismos-teste expostos durante um período curto de 96 h. Nesse teste são avaliados efeitos de letalidade e imobilidade dos organismos (RAND e PETROCELLI, 1985). Os testes de toxicidade crônica são utilizados para avaliar os efeitos em longo prazo, por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo-teste, sendo que esses efeitos podem causar alterações na reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento, comportamento, maturação, entre outros (COSTA et al., 2008).

Os organismos-testes utilizados são algas, bactérias, macrófitas, microcrustáceos, peixes e macroinvertebrados aquáticos (BURTON, 1992; COSTA et al., 2008). A escolha está relacionada à sensibilidade ao contaminante, hábito alimentar, distribuição geográfica, relação taxonômica com espécies nativas, procedimentos padrões (USEPA, 2000), estabilidade genética, uniformidade das populações, facilidade na manutenção e cultivo em laboratório e disponibilidade ao longo do ano (ZAGATTO, 1999).

Os macroinvertebrados vêm sendo frequentemente utilizados como organismos-teste em testes toxicológicos, não só para avaliar os efeitos tóxicos sobre os organismos (FERNICOLA et al., 2003; BAGGIO, 2016; SARAIVA, 2016; WANDSCHEER, 2016), mas também para avaliar a qualidade dos ecossistemas aquáticos (DORNFELD, 2006; FONSECA, 2007; PASQUALINI, 2014; SVENSSON et al., 2017).

Entre os macroinvertebrados, destacam-se as espécies da família Chironomidae, pertencente à ordem Diptera, classe Insecta. Os organismos dessa família possuem grande

riqueza de espécies e se adaptam facilmente a vários tipos de ambientes (ELDER, 1990). Entre as espécies da família Chironomidae, destaca-se a *Chironomus xanthus*, também conhecida como *Chironomus sancticaroli* (TRIVINHO-STRIXINO, 2011), comumente utilizada em testes toxicológicos (FONSECA, 1997; ALMEIDA, 2002; DORNFELD, 2006; VIVEIROS, 2012; HIGASHI, 2016; DELL'ACQUA, 2017).

De acordo com Strixino e Strixino (1982), essa espécie é de fácil cultivo em laboratório, possui ciclo de vida curto, alta fecundidade e capacidade de adaptar a ambientes extremos, pouco oxigenados e poluídos devido à presença de hemoglobina que deixa as larvas com coloração vermelha. Seu ciclo de vida apresenta quatro fases: ovo, estágio larval (constituído por quatro ínstaes), pupa e adulto (Figura 3), sendo desenvolvido em ambiente aquático e em contato direto com o sedimento. O período de desenvolvimento de todo o ciclo de vida depende da temperatura, sendo de 28 a 30 dias para temperatura entre 15 e 19,5°C e de 15 a 17 dias em temperaturas entre 21 e 24°C (STRIXINO e STRIXINO, 1985).

Figura 3: Ciclo de vida terrestre (adultos) e aquático (larvas e pupa) de um Chironomidae (HAMADA, 2014)

Além da toxicidade da água, tem sido dada ênfase à avaliação da toxicidade dos sedimentos, pois esses podem apresentar grandes concentrações de poluentes (ARAÚJO et

al., 2008). Além disso, existem algumas espécies, por exemplo, a família Chironomidae (Diptera), que podem viver parte ou todo ciclo de vida em contato com sedimento, se alimentar de detritos e algas associados a ele e como consequência, os contaminantes presentes nos sedimentos, podem vir a bioacumular nos organismos e transferirem-se pela cadeia trófica.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Este estudo apresentou como objetivo principal avaliar o efeito da contaminação de cromo na comunidade de macroinvertebrados aquáticos no Córrego Monte Alegre, localizado no Assentamento Monte Alegre, município de Araraquara, Estado de São Paulo.

3.2. Objetivos específicos

- Analisar a qualidade da água por meio de análises físicas, químicas (pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo total) e índices bióticos;
- Analisar matéria orgânica e granulometria do sedimento;
- Analisar a concentração de metais (cádmio, cobre, zinco, cromo, manganês, magnésio) presentes no sedimento;
- Analisar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos decorrente da contaminação por cromo no córrego Monte Alegre;
- Analisar em laboratório a toxicidade aguda e crônica dos sedimentos contaminados por cromo em larvas de *Chironomus xanthus*.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no córrego Monte Alegre, localizado no Assentamento Monte Alegre, município de Araraquara, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 4).

Figura 4: Localização do Assentamento Monte Alegre, município de Araraquara, na bacia do rio Mogi-Guaçu, Estado de São Paulo (Santos et al., 2009)

O Assentamento Monte Alegre foi criado em junho de 1985 por meio do movimento Boias-Frias e com auxílio dos sindicatos de trabalhadores rurais da região. O assentamento abrange os municípios de Araraquara, Motuca e Matão (OLIVEIRA, 2008). Segundo o Instituto de Terras do Estado de São Paulo (ITESP), nessas regiões existem os seguintes assentamentos: Monte Alegre 1, Monte Alegre 2, Monte Alegre 3, Monte Alegre 4, Monte Alegre 5, Monte Alegre 6, Bueno de Andrada e Silvânia, compostos por 480 lotes, em um total de 5.978,12 hectares (ITESP, 2018).

No ano de 2001, aproximadamente 150 toneladas de resíduos de couro foram aplicadas no solo como fonte de matéria orgânica no assentamento. Próxima a essa região, várias indústrias que produziam luvas de couro descartaram, de forma irregular, resíduos de aparas de couro em diferentes lotes do assentamento, contaminando 20 propriedades (Figura

5). Nos lotes eram cultivadas plantações de cana-de-açúcar, manga, limão, laranja, tangerina, milho e leguminosas para o sustento das famílias e comercialização na região.

Figura 5: Mapa do Assentamento Monte Alegre, Araraquara (SP) e localização dos lotes contaminados por aparas de couro (Google Earth, 2018)

Com o conhecimento do caso e como forma de remediação da área, a CETESB em parceria com a prefeitura municipal de Motuca retiraram o material e encaminharam para um aterro industrial regularizado. Durante o processo de investigação e avaliação dos danos ambientais causados, os moradores das propriedades contaminadas com o resíduo tiveram suas atividades agrícolas paralisadas.

Para o diagnóstico ambiental da área contaminada, a CETESB realizou análises químicas de amostras do solo, das águas superficiais e subterrâneas e dos resíduos de aparas de couro. A área foi monitorada de 2002 até 2012, quando foi observado o decaimento das concentrações de cromo ao longo desses anos, a ausência de novas disposições e a retirada

total dos resíduos do assentamento. Assim sendo, as atividades agrícolas puderam ser retomadas regularmente.

4.2. Pontos de amostragem

Inicialmente, no mês de novembro de 2016, foi realizada uma análise preliminar no córrego Monte Alegre com o objetivo de realizar uma avaliação geral do local de estudo, selecionar os pontos de amostragem e possibilitar uma avaliação prévia da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e da toxicidade do sedimento.

A partir dessas análises preliminares foram estabelecidos 3 pontos de amostragem, sendo um ponto à nascente (Ponto 1), um intermediário (Ponto 2) e outro próximo de onde houve a contaminação de resíduos de aparas de couro no solo (Ponto 3) (Figura 6).

Figura 6: Localização dos pontos de coleta (Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3) no córrego Monte Alegre (Google Earth, 2018).

O ponto 1, estabelecido como área à montante da contaminação por cromo, está localizado nas coordenadas $21^{\circ}37'33,4''\text{S}$ e $48^{\circ}12'26,40''\text{O}$, dentro de mata preservada, mas próximo há presença de cultivo de cana-de-açúcar (Figura 7).

Figura 7: Área à montante da contaminação por cromo (Ponto 1)

O ponto 2 está localizado nas coordenadas $21^{\circ}36'58,37''\text{S}$ e $48^{\circ}12'25,88''\text{O}$, em área aberta com presença de plantação de cana-de-açúcar e com poucas habitações ao entorno (Figura 8).

Figura 8: Ponto intermediário (Ponto 2)

O ponto 3, encontra-se nas coordenadas 21°34'32,1''S e 48°11'38''O, próximo à área em que houve a contaminação por cromo. Esse ponto está localizado em área de mata preservada, porém, ao redor há a presença de habitações de moradores do assentamento (Figura 9).

Figura 9: Área próximo ao local onde houve contaminação por cromo (Ponto 3)

Foram realizadas duas coletas nos três pontos, sendo abril/2017 e setembro/2017, para obter réplicas dos pontos amostrados, para análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, do sedimento e da água do córrego. Uma amostra de sedimento foi coletada utilizando draga Ekman-Birge (área padrão de 225 cm²) para a identificação dos macroinvertebrados aquáticos e outra para a realização de testes de toxicidade, análise de metais, matéria orgânica e granulometria. As amostras de água também foram coletadas nos três pontos e nos dois períodos do ano, para a análise de nitrogênio e fósforo total.

4.3. Variáveis físicas e químicas da água

Com vista em auxiliar na caracterização do córrego Monte Alegre, foram medidas *in situ*, uma única vez, as variáveis de pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água, utilizando o multímetro Yellow Springs, modelo 556.

Além dessas variáveis, também foram analisadas nitrogênio e fósforo total. Para isso, amostras de água foram coletadas na superfície, em cada ponto, no mesmo período de amostragem da fauna, com garrafas de polietileno de 1L, lavadas com ácido clorídrico a 10%

e enxaguadas com água da torneira e deionizada (ABNT 15469). Após cada coleta, as garrafas foram acondicionadas em caixa de isopor com gelo e encaminhadas ao laboratório. No laboratório, uma parte do material foi reservado e armazenado no freezer para análise de fósforo total, conforme metodologia de APHA (2005) e outra parte para análise de nitrogênio total seguindo o método Digestão do Persulfato (Kit Hach - Método 10072).

4.4. Variáveis físicas e químicas do sedimento

Para a caracterização do sedimento, foram realizadas análises de matéria orgânica, granulometria e concentração de metais. Para isso, o sedimento foi coletado em cada ponto e período, utilizando uma draga de Ekman-Birge, e acondicionado em potes plásticos atóxicos e depois armazenado na geladeira a 4°C, até o início das análises (Figura 10).

Figura 10: a) Coleta de sedimento com draga de Ekman-Birge e b) potes de armazenamento do sedimento

4.4.1. Matéria orgânica

Para a determinação da matéria orgânica do sedimento do córrego Monte Alegre, a análise foi realizada em triplicata para cada ponto e em duas repetições para cada período de coleta, por meio da perda de massa por ignição (incineração de 2g do sedimento em mufla a 550° C por um período de 4 h), segundo Maitland (1979) e os valores obtidos foram convertidos em percentuais. O procedimento foi realizado no Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos (LEAA) Campus II, São Carlos (SP).

4.4.2. Granulometria

A granulometria do sedimento do córrego Monte Alegre foi determinada conforme metodologia descrita na Norma ABNT NBR 7181:2016 por meio da sedimentação e do peneiramento, em parceria com o Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Geotecnia, Campus I, São Carlos (SP).

4.4.3. Análise de metais

A análise de metais presentes no sedimento do córrego foi realizada em triplicata para cada ponto e em duas repetições para cada período de coleta, seguindo a metodologia descrita por De Paula e Mozeto (2001). Para isso, uma quantidade de sedimento foi seca em estufa a 60°C por 12 horas. Após esse período, pesou-se 2,0 g de sedimento e transferir para um becker de 100 mL, juntamente com 10 mL de ácido nítrico concentrado (HNO_3), deixando por 2h em placa de aquecimento a 90°C. Ao atingir a temperatura ambiente, a mistura foi filtrada em papel filtro. O filtrado foi transferido para um balão volumétrico de 50 ml e as concentrações de metais foram analisadas por espectrometria de absorção atômica convencional (Figura 11). Os metais analisados foram: cádmio, cromo, manganês, magnésio, zinco e cobre.

O procedimento de determinação de metais foi realizado no Laboratório de Química da Universidade de São Paulo (USP), Campus II e no Laboratório de Saneamento, Campus I, São Carlos.

Figura 11: Determinação da concentração de metais: a) sedimento seco em estufa à 60°C por 12h; b) sedimento sendo aquecido à 90° C por 2h; c) filtração do material aquecido e d) material filtrado.

4.5. Macroinvertebrados aquáticos

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos foi coletada com auxílio de uma draga Ekman-Birge, em triplicata no meio do córrego, em cada ponto e período determinado. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas em potes plásticos e encaminhadas para o laboratório.

No laboratório, as amostras foram lavadas em peneira de 0,250 mm de abertura de malha, os organismos foram selecionados em uma bandeja transiluminada (Figura 12) e fixados com álcool 70% para a identificação taxonômica ao nível de família e gênero, com base nas chaves disponíveis de Mugnai et al. (2010) e Hamada et al. (2014).

Figura 12: a) Peneiras de 0,250mm para lavar os macroinvertebrados aquáticos; b) bandeja transiluminada utilizada na triagem dos organismos

As larvas de Chironomidae (Diptera) foram montadas em lâminas com meio de Hoyer e secas em estufa à temperatura de 35°C por 48h (Figura 13) para a identificação até o nível de gênero utilizando a chave específica de Trivinho-Strixino e Strixino (1995) e Trivinho-Strixino (2014).

Figura 13: a) Larva montada em lâmina com meio Hoyer e larva de Chironomidae (vista no microscópio).

4.6. Testes ecotoxicológicos

O sedimento utilizado nos testes de toxicidade foi coletado nos três pontos do córrego Monte Alegre com auxílio de uma draga de Ekman-Birge, acondicionado em potes de plásticos atóxicos e depois armazenado na geladeira a 4°C para a realização dos testes de toxicidade aguda e crônica. Para a realização dos testes foi utilizada a espécie *Chironomus xanthus* (Diptera, Chironomidae).

4.6.1. Cultivo do organismo-teste

A espécie *Chironomus xanthus* (Diptera, Chironomidae) foi criada em laboratório seguindo os métodos de manutenção recomendados por Fonseca (1997) e Trivinho-Strixino e Strixino (1995).

O cultivo da espécie foi realizado em bandejas com sedimento esterilizado e água deionizada, mantida sob constante aeração, em sala com temperatura controlada entre 22 e 26°C e fotoperíodo de 12h luz/12h escuro (Figura 14). As larvas foram alimentadas uma vez por semana com 5g L⁻¹ de ração para peixes TetraMin®.

Figura 14: Cultivo das larvas de *Chironomus xanthus* em laboratório

4.6.2. Testes de toxicidade aguda

O teste de toxicidade aguda foi realizado em triplicata para cada ponto de coleta e no mínimo em duas repetições para cada período de coleta, adotando a metodologia de Dornfeld (2006) e Fonseca (1997), que consistiu em preparar frascos plásticos atóxicos de 500 mL onde foram adicionados 240 mL de água de cultivo, 60 g de sedimento, 5 mL de alimento (solução de Tetramin 5 g L^{-1}) e 6 larvas de *Chironomus xanthus* de IV instar (Figura 15). O teste teve duração de 96 h e as condições foram as mesmas do cultivo das larvas, com fotoperíodo de 12 h luz/12 h escuro e temperatura de $24\pm 2^\circ\text{ C}$.

Após os testes foi realizada a contagem das larvas para avaliar a mortalidade. Medidas de pH e condutividade elétrica foram analisados no início e no final de cada teste.

Figura 15: Esquema de montagem do teste de toxicidade aguda em laboratório: a) larva de *Chironomus xanthus* no IV instar, b) potes de plástico, c) água deionizada, d) sedimento.

4.6.3. Testes de toxicidade crônica

O teste de toxicidade crônica foi desenvolvido sob as mesmas condições do agudo, exceto pela adição de 6 larvas de *Chironomus xanthus* de I instar, aeração (4 mL s^{-1}) e duração de 8 dias (Figura 16). Medidas de pH e condutividade elétrica foram analisados no início e no final de cada teste Dornfeld (2006).

Figura 16: Esquema de montagem do teste de toxicidade crônica em laboratório: a) larvas de *Chironomus xanthus* no I instar, b) potes de plástico, c) água deionizada, d) sedimento.

Após o teste, as larvas foram contadas para avaliar a porcentagem de mortalidade, foram fotografadas em lâminas sob papel milimétrico e medidas com o auxílio do programa computacional IMAGEJ para verificar o crescimento e desenvolvimento (Figura 17).

Figura 17: Larvas de *Chironomus xanthus* sendo fotografadas em lâminas para serem medidas pelo IMAGEJ

4.7. Análise dos dados

Para complementar a avaliação da integridade ecológica do córrego Monte Alegre bem como analisar as características da comunidade de macroinvertebrados, foram determinados os seguintes parâmetros:

- Índice de riqueza de Margalef (I_{MG});
- Índice de diversidade de Shannon (H');
- % EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera);
- % EPT/total de famílias X 100;
- EPT/Chironomidae X 100;
- Chironomidae/total X 100;
- *Chironomus* / Chironomidae;
- Índice Biótico BMWP, com adaptações;
- Índice Biótico IBB.

Para a determinação dos índices de riqueza (Margalef) e o índice de diversidade (Shannon), foi utilizado o programa PAST (Paleontological Statistics) (HAMMER, 2001).

5. RESULTADOS

5.1. Variáveis físicas e químicas da água

Os valores das variáveis de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água obtidos para os três pontos de coleta no córrego Monte Alegre estão expressos na tabela 2.

Tabela 2: Variáveis físicas e químicas da água do Córrego Monte Alegre.

	Temperatura (°C)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹ O₂)	Condutividade (μS cm⁻¹)
Ponto 1	21,49	6,72	2,34	22
Ponto 2	20,63	6,56	1,38	18
Ponto 3	19,45	9,29	0,57	338

A temperatura da água variou entre 19,45°C e 21,49°C nos pontos amostrados, sendo que o ponto 3 apresentou menor temperatura. O pH variou entre 6,56 e 9,29, sendo mais básico nos pontos 1 e 2, e mais alcalino no ponto 3. O oxigênio dissolvido foi mais baixo no ponto 3 (0,57 mg L⁻¹) e mais elevado para o ponto 1 (2,34 mg L⁻¹). A condutividade elétrica do ponto 3 diferiu consideravelmente dos demais pontos, apresentando valor de 338 μS cm⁻¹ enquanto que no ponto 1 e 2 variou entre 18 e 22 μS cm⁻¹. Quando comparados os 3 pontos, pode-se observar que o ponto 3 apresentou valores diferentes em relação às variáveis analisadas, apresentando os menores valores de temperatura e oxigênio dissolvido e os maiores valores para pH e condutividade, em relação aos pontos 1 e 2.

Na tabela 3 está expressa uma análise comparativa entre as variáveis de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água do córrego Monte Alegre encontradas no presente estudo e por Corbi et al. (2011) para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo.

Tabela 3: Comparação entre as variáveis físicas e químicas da água do córrego Monte Alegre analisadas pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo.

Variáveis Físicas e Químicas	Ponto 1 ¹	Ponto 3 ²	Corbi et al. (2011)	
			Montante ¹	Jusante ²
Temperatura (°C)	21,49	19,45	22,3	23,6
pH	6,72	9,29	6,85	7,01
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	2,34	0,57	8,1	9,4
Condutividade (μS cm ⁻¹)	22	338	0,026	0,028

¹: pontos equivalentes à área de referência

²: pontos equivalentes à área impactada por cromo

Os valores de nitrogênio e fósforo total da água do córrego Monte Alegre estão representados na figura 18. Os resultados mostraram baixos valores dessas variáveis nos 3 pontos analisados e apresentaram um decréscimo das concentrações do ponto 1 para o ponto 3. A concentração média de nitrogênio total foi de 1,73 mg L⁻¹ para o ponto 1, de 0,7 mg L⁻¹ para o ponto 2 e de 0,25 mg L⁻¹ para o ponto 3. O fósforo total apresentou valores médios de 0,029 mg L⁻¹ para o ponto 1, de 0,027 mg L⁻¹ para o ponto 2 e de 0,0085 mg L⁻¹ para o ponto 3.

Figura 18: Concentrações médias e desvios padrão de nitrogênio e fósforo total da água do córrego Monte Alegre

5.2. Variáveis físicas e químicas do sedimento

5.2.1. Matéria Orgânica

A figura 19 apresenta os teores médios, dos dois períodos de coleta, de matéria orgânica presente no sedimento do córrego Monte Alegre. Os valores obtidos para a matéria orgânica foram baixos em todos os pontos, sendo o ponto 1 (nascente) de maior valor. As porcentagens médias de matéria orgânica foram de 30,33%, 14,27% e 17,50%, respectivamente para o ponto 1, 2 e 3.

Figura 19: Porcentagem média e desvios padrão de matéria orgânica do sedimento do córrego Monte Alegre (%)

5.2.2. Granulometria

Em geral, pode ser observado pela tabela 4 que o sedimento do córrego Monte Alegre é do tipo silte argiloso marrom escuro, sendo o ponto 1, silte pouco argiloso. Os resultados mostraram a presença das três frações de silte, argila e areia em todos os pontos analisados. As porcentagens de silte variaram de 42,8 a 78,9%, argila de 17,4 a 36,1% e areia de 2,4 a 27,6%.

Tabela 4: Granulometria e porcentagens das frações de silte, argila e areia do sedimento do córrego Monte Alegre para os três pontos de amostragem.

	Silte (%)	Argila (%)	Areia (%)	Tipo de Sedimento
Ponto 1	78,9	17,4	3,7	Silte pouco argiloso marrom escuro
Ponto 2	42,8	29,6	27,6	Silte argiloso marrom escuro
Ponto 3	61,5	36,1	2,4	Silte argiloso marrom escuro

5.2.3. Análise de metais

As concentrações médias de metais, dos dois períodos de coleta, presentes no sedimento do córrego Monte Alegre apresentaram diferenças entre os três pontos analisados (Figura 20). No geral, o ponto 1 (nascente) foi o que apresentou menores concentrações de metais e o ponto 3, concentrações mais elevadas.

O cromo variou de 14,09 a 38,42 mg Kg⁻¹, sendo mais elevado no ponto 3 (área impactada). Para cádmio, cobre e zinco observa-se uma tendência ao aumento da concentração do ponto 1 para o ponto 3, sendo o ponto 1 de menor concentração (0,64 mg Kg⁻¹ Cd, 18,04 mg Kg⁻¹ Cu e 13,34 mg Kg⁻¹ Zn) e o ponto 3 de maior (1,0 mg Kg⁻¹ Cd, 43,01 mg Kg⁻¹ Cu e 40,88 mg Kg⁻¹ Zn). Por outro lado, manganês e magnésio apresentaram concentrações mais elevadas. Manganês variou de 28,69 a 401,25 mg Kg⁻¹ e magnésio variou de 182,04 a 258,50 mg Kg⁻¹. Maiores detalhes podem ser visualizados na tabela 5.

Figura 20: Concentrações médias e desvios padrão de cromo, cádmio, cobre, zinco, manganês e magnésio, presentes no sedimento de córrego Monte Alegre.

Na tabela 5 está expressa uma análise comparativa das concentrações de metais (em mg kg^{-1}) analisadas pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) no sedimento do córrego

Monte Alegre. Os valores também foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução Conama 454/12 e 420/09.

Tabela 5: Análise comparativa das concentrações de metais (em mg kg⁻¹) analisadas pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) no sedimento do córrego Monte Alegre e também com os limites estabelecidos pela Resolução Conama 454/12 e 420/09

		Metais (mg kg ⁻¹)					
		Cr	Cd	Cu	Zn	Mn	Mg
Conama 454/12	N1¹	37,3	0,6	35,7	123	-	-
	N2²	90	3,5	197	315	-	-
Conama 420/09		75	1,3	60	300	-	-
Ponto 1		29,62	0,64	18,04	13,34	28,69	182,04
Ponto 2		14,09	0,95	31,65	26,76	401,25	254,64
Ponto 3		38,42	1,00	43,01	40,88	146,96	258,50
Corbi et al. (2011)		8,02-32,4 ³	NA	NA	NA	NA	NA

¹: Nível 1: limiar abaixo do qual prevê-se baixa probabilidade de efeitos adversos à biota;

²: Nível 2: limiar acima do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota;

³: Limite mínimo e máximo encontrado;

NA: não analisado.

Na tabela 6 está expressa uma comparação das concentrações de metais do sedimento do córrego Monte Alegre (em mg kg⁻¹) e de outros sistemas aquáticos sob diferentes usos e ocupação do solo, tais como atividades agrícolas e industriais, pastagem, urbanização e curture.

Tabela 6: Análise comparativa da concentração de metais do sedimento do córrego Monte Alegre e de outros sistemas aquáticos, em relação aos valores mínimos e máximos encontrados

		Metais (mg kg ⁻¹)					
		Cr	Cd	Cu	Zn	Mn	Mg
Presente estudo		14,1-38,4	0,64-1,0	18,0-43,0	13,34-40,9	28,7-401,2	182-258,5
Freitas (2006)		15,4-61,2	NA	NA	NA	NA	NA
Silva et al. (2017)		4-203	<0,5-3,2	22-6693	9-702	37-2012	102-2922
Corbi (2013)		14,05-28	NA	4,64-6,62	28,14-75,4	118,4-498,5	359,2-455
Leite (2002)		16,4-139	0,31-9,5	46-225,84	60-232,3	357,4-781,4	NA
Souto (2014)		NA	1,22-1,5	28,05-37,21	22,41-26,1	221,84-283,3	NA
Corbi (2006)		0,16-2,11	ND	2-56,25	3,95-51,85	NA	NA
Matos (2011)		NA	NA	57,8	31,3	526,1	NA
Sahm (2016)		45,26-161	NA	19,57 – 212	45,15-210	NA	NA

Os sedimentos podem ser classificados em não poluído, moderadamente poluído e altamente poluído em função da concentração de metais (Thomas, 1987). Com base nesta classificação, o sedimento do córrego Monte Alegre apresentou-se de moderado a não poluído (Tabela 7).

Tabela 7: Classificação da poluição de sedimento com base na concentração de metal (mg Kg^{-1}) (Thomas, 1987) para o sedimento do córrego Monte Alegre

Metal	Thomas (1987)			Concentração observada			Classificação ¹
	Não poluído	Moderadamente poluído	Altamente poluído	P 1	P 2	P 3	
Cd	-	-	>6	0,64	0,95	1,0	NP
Cr	<25	25-70	>70	29,62	14,09	38,42	MP/NP/MP
Cu	<25	25-50	>50	18,04	31,65	43,01	NP/MP/MP
Mn	<300	300-500	>500	28,69	401,25	146,96	NP/MP/NP
Zn	<90	90-200	>200	13,34	26,76	40,88	NP

NP: não poluído; MP: moderadamente poluído e AP: altamente poluído.

¹: Classificação para o ponto 1, 2 e 3, respectivamente.

5.3. Macroinvertebrados aquáticos

Na coleta preliminar foi encontrada baixa riqueza e diversidade de macroinvertebrados aquáticos, enquanto que nas demais coletas foram observadas um total de 351 organismos, distribuídos em 12 famílias (Tabela 8). A família mais representativa foi Chironomidae (Diptera), sendo encontrada em todos os pontos do córrego Monte Alegre.

O ponto 1 apresentou maior ocorrência de famílias, e maior variedade de grupos, tais como Trichoptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, Diptera e Oligochaeta. No ponto 2 houve predomínio apenas de organismos pertencentes a família Chironomidae. O ponto 3 apresentou uma maior variedade de família que o ponto 2, tais como Libelulidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, porém, para a família Chironomidae foram encontrados apenas 3 organismos.

Tabela 8: Comunidade de macroinvertebrados aquáticos identificada nos três pontos analisados do córrego Monte Alegre.

			Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Grupo Taxonômico	Família	Gênero			
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Notalina</i>	6	0	0
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	14	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae		1	0	0
Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	5	0	0
	Gomphidae		1	0	0
	Libellulidae	<i>Cannaphila</i>	10	0	2
		<i>Dasythemis</i>	3	0	0
Coleoptera	Scirtidae		1	0	0
	Elmidae		0	0	2
Diptera	Ceratopogonidae		79	0	20
	Tipulidae		3	0	1
	Simuliidae		1	0	0
	Chironomidae		138	17	3
Oligochaeta			42	1	1
Total			304	18	29

Entre os 13 táxons de Chironomidae identificados, observa-se uma tendência ao decréscimo do número de táxons do ponto 1 para o ponto 3, sendo o ponto 1 com 9 táxons, o ponto 2 com 5 táxons e o ponto 3 com 2 táxons. No ponto 1 foi encontrado um total de 138 organismos, com maior predomínio dos gêneros *Ablabesmya*, *Karelia*, *Caladomyia* e *Tanytarsus*. No ponto 2, os gêneros mais abundantes foram *Beardius*, *Tanytarsus* e *Parachironomus*, totalizando 17 organismos coletados. E no ponto 3 foram encontrados somente larvas de *Chironomus* spp. e *Alotanypus* (Tabela 9).

Tabela 9: Representação da família Chironomidae nos três pontos analisados do córrego Monte Alegre.

			Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Grupo Taxonômico	Sub-Família	Gênero			
Chironomidae	Tanypodinae	<i>Ablabesmya Karella</i>	22	0	0
		<i>Alotanypus</i>	0	0	1
		<i>Larsia</i>	4	0	0
	Chironominae	<i>Beardius</i>	0	7	0
		<i>Caladomyia</i>	31	0	0
		<i>Chironomus spp.</i>	8	2	2
		<i>Cryptochironomus</i>	0	1	0
		<i>Endotribelos</i>	2	0	0
		<i>Parachironomus</i>	0	3	0
		<i>Paratendipes</i>	6	0	0
		<i>Stenochironomus</i>	1	0	0
		<i>Tanytarsus</i>	63	4	0
		<i>Lopescladius</i>	1	0	0
	Orthoclaadiinae				
Total			138	17	3

Na Figura 21, está apresentada a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos ao longo do córrego Monte Alegre e observa-se que a diversidade e a riqueza de espécies vão diminuindo do ponto 1 (nascente) para o ponto 3 (área impactada).

Figura 21: Composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos ao longo do córrego Monte Alegre.

Foram calculados também algumas métricas comunitárias e índices bióticos para avaliar a qualidade da água do córrego Monte Alegre (Tabela 10).

Tabela 10: Métricas comunitárias aplicadas para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos do Córrego Monte Alegre

Métricas Comunitárias	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Táxons	21	6	7
Número de famílias	12	1	5
Dominância	0,15	0,25	0,49
Índice de Diversidade de Shannon (H')	2,24	1,57	1,16
Índice de Riqueza de Margalef (I _{Mg})	3,50	1,73	1,78
EPT (%)	7	0	0
(n° fam. EPT/total fam.) x 100	25	0	0
(EPT/Chironomidae) x 100	0,050	0	0
(Chironomidae/total) x 100	45	94	10
(<i>Chironomus</i> /Chironomidae) x 100	6	12	67
Índice Biótico BMWP ¹	68	3	23
Índice Biótico IBB ¹	5	3	4

¹: Classificação da qualidade da água conforme tabela 11.

Tabela 11: Classificação de qualidade da água conforme os índices bióticos BMWP e IBB

Classe	Faixa BMWP	Faixa IBB	Qualidade da água BMWP	Qualidade da água IBB	Cor indicativa (Padrão)
1	≥ 81	9-10	Excelente	Água não Poluída	
2	80 - 61	7-8	Boa	Ligeiramente Poluída	
3	60 - 41	5-6	Regular	Moderadamente Poluída	
4	40 - 26	3-4	Ruim	Muito Poluída	
5	≤ 25	0-2	Péssima	Fortemente Poluída	

O ponto 1 foi o que apresentou maior número de táxons (21) e famílias (12) e o ponto 2 o de menor, com apenas 1 família e 6 táxons. Em relação à dominância, observa-se uma tendência ao aumento do ponto 1 para o ponto 3, variando de 0,15 a 0,49.

O índice de diversidade de Shannon apresentou valores mais elevados para o ponto 1 (2,24) e mais baixos para o ponto 3 (1,16). A riqueza de Margalef foi mais alta no ponto 1 (3,50) e mais baixa no ponto 2 (1,73).

A porcentagem de EPT representou 7% no ponto 1, enquanto que nos demais pontos não foram encontrados organismos dessas ordens. Para a relação do número de família de EPT pelo total família e de EPT por Chironomidae foram encontrados, respectivamente os valores de 25 e 0,05 para o ponto 1 e zero para os demais pontos, devido a ausência de organismos do grupo EPT.

A relação do número de Chironomidae pelo total de organismos foi elevada para o ponto 2 (94%) comparado com os demais pontos, pois nesse ponto foi encontrado somente essa família. Por outro lado, a relação de *Chironomus* por Chironomidae foi aumentando do ponto 1 para o ponto 3, variando de 6 a 67%.

O índice biótico BMWP apontou boa qualidade da água para o ponto 1 (nascente) e péssima para os pontos 2 e 3. Por outro lado, o índice biótico IBB classificou a qualidade da água do ponto 1 em moderadamente poluída e do ponto 2 e 3 em muito poluída (Tabela 10 e 11).

Na tabela 12 está expressa uma análise comparativa entre as métricas comunitárias analisadas pelo presente estudo e as encontradas por Corbi et al. (2011) no córrego Monte Alegre, para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo.

Tabela 12: Comparação das métricas comunitárias entre os resultados observados pelo presente estudo e por Corbi et al. (2011) para o córrego Monte Alegre para os pontos equivalentes a área de referência e a área impactada por cromo

Métricas Comunitárias	Ponto 1 ¹	Ponto 3 ²	Corbi et al. (2011)	
			Montante ¹	Jusante ²
Número de famílias	12	5	16	15
Dominância	0,15	0,49	0,15	0,20
Diversidade de Shannon (H')	2,24	1,16	2,3	2,0
Riqueza de Margalef (I _{Mg})	3,50	1,78	3,3	2,9
EPT (%)	7	0	15	16
(nº fam. EPT/total fam.) x 100	25	0	32	26
(EPT/Chironomidae) x 100	0,050	0	68	42
(Chironomidae/total) x 100	45	10	25	40
Índice Biótico BMWP	68	23	87	69
Índice Biótico IBB	5	4	7	5

¹: pontos equivalente a área de referência

²: pontos equivalente a área próxima a contaminação por cromo

5.4. Testes ecotoxicológicos

5.4.1. Testes de toxicidade aguda

A porcentagem média de mortalidade das larvas de *Chironomus xanthus* para o teste agudo utilizando sedimento do córrego Monte Alegre está expressa na figura 22. Verifica-se pelos resultados que não houve sobrevivência no ponto 2 e que o sedimento foi tóxico a todos os organismos expostos. Para o pontos 1, a mortalidade foi de 45%, enquanto que para o ponto 3 foi de aproximadamente 72%.

Figura 22: Porcentagem média e desvios padrão de mortalidade de *C. xanthus* para o teste agudo

5.4.2. Testes de toxicidade crônica

A porcentagem média de mortalidade das larvas de *Chironomus xanthus* para o teste crônico utilizando sedimento do córrego Monte Alegre está expressa na figura 23. Verifica-se que o ponto 1 apresentou menor porcentagem, enquanto que o ponto 2 e 3, as porcentagens de mortalidade foram de 67,86 e 41,67%, respectivamente.

Figura 23: Porcentagem média e desvios padrão de mortalidade de *C. xanthus* para o teste crônico

O comprimento médio das larvas de *Chironomus xanthus* foi medido após a realização de cada teste crônico e observa-se pela figura 24, valores semelhantes entre os três pontos analisados, sendo o ponto 1 de 7,26mm, o ponto 2 de 6,43mm e o ponto 3 de 7,92mm.

Figura 24: Comprimento médio e desvios padrão das larvas de *C. xanthus* (mm) retiradas após o teste crônico com sedimento do córrego Monte Alegre

De acordo com a classificação de Barbosa (2000), o sedimento do córrego Monte Alegre apresentou-se com indício de toxicidade no ponto 1 e tóxico no ponto 2 e 3, em relação ao teste agudo. Para o teste crônico, o sedimento mostrou-se com indício de toxicidade no ponto 1 e 3, e tóxico no ponto 2 (Tabela 13).

Tabela 13: Grau de toxicidade do sedimento do córrego Monte Alegre de acordo com a classificação de Barbosa (2000)

Grau de toxicidade			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Teste Agudo	Indício de toxicidade	Tóxico	Tóxico
Teste Crônico	Indício de toxicidade	Tóxico	Indício de toxicidade

Tóxico (mortalidade > 50%), indício de toxicidade (10% < mortalidade < 50%) e não tóxico (mortalidade <10%), conforme Barbosa (2000).

6. DISCUSSÃO

6.1. Variáveis físicas e químicas da água

O pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes, principalmente na avaliação da qualidade da água, por influenciar diversos processos biológicos e químicos que ocorrem dentro do curso de água (WETZEL, 2001) e em geral, os corpos d'água apresentam pH que variam entre 6 e 8 (ESTEVES, 2011). Segundo Cortes et al. (1992) os limites toleráveis de pH para a grande parte da fauna e da flora situam-se entre 5,0 e 9,0. Todos os pontos analisados do córrego Monte Alegre apresentaram valores próximos a faixa determinada por Esteves (2011) e Cortes et al. (1992) e também dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/05, que fixa os valores de pH entre 6 e 9 para as classes de 1 a 4.

A temperatura da água é uma variável importante nos estudos limnológicos, pois determina a velocidade das reações químicas e bioquímicas no meio aquático (ESTEVES, 2011). A temperatura e o oxigênio dissolvido estão diretamente relacionados entre si e com a manutenção da vida aquática, onde o aumento das temperaturas ocasiona aumento das taxas metabólicas e do consumo de oxigênio pelos organismos, fazendo com que o oxigênio disponível no meio diminua (WETZEL, 2001). No geral, os pontos analisados apresentaram uma temperatura sem muitas variações.

O oxigênio dissolvido é essencial para a maioria dos organismos que habitam o meio aquático e em corpos d'água considerados limpos, com condições normais, as concentrações variam de 8 a 10 mg L⁻¹ (ALVARADO et al. 2009). Isso não ocorreu para o córrego em estudo, até mesmo para o ponto de referência (Ponto 1), pois o oxigênio dissolvido foi baixo nos três pontos analisados. Os valores também estiveram próximos ou abaixo do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005 para corpos d'água de classe 4 (superior a 2 mg L⁻¹ O₂), com uso da água destinado apenas à navegação e à harmonia paisagística. As baixas concentrações de oxigênio dissolvido são características de águas poluídas, pois valores inferiores à saturação (9,2 mg L⁻¹) são indicativos da presença de matéria orgânica, igual a 2 mg L⁻¹, causa a mortalidade de todos os peixes e igual a 0 mg L⁻¹, tem-se condições de anaerobiose (VON SPERLING, 2005). Segundo Tundisi e Tundisi (2008) o aumento de material em suspensão e a respiração de plantas e organismos aquáticos podem contribuir para a diminuição de oxigênio dissolvido. ALLAN e CASTILLO (2007) afirmam que o processo de decomposição da matéria orgânica morta também pode estar relacionado com as baixas

concentrações, pois, os processos químicos e a respiração anaeróbia necessitam de uma grande demanda de oxigênio dissolvido para acontecerem. Destaca-se a baixa concentração do ponto 3 ($0,57 \text{ mg L}^{-1}$) que está relacionada às características do local, por estar localizado dentro da mata, apresentar água parada e baixa turbulência. Por outro lado, os valores de oxigênio dissolvido analisados por Corbi et al. (2011) no córrego Monte Alegre foram mais elevados, variando entre 8,1 a $9,4 \text{ mg L}^{-1}$, o que mostra que a água do córrego Monte Alegre estava em boas condições e com características de águas limpas no período de estudo.

A condutividade elétrica é a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, sendo diretamente relacionada às concentrações de íons presentes, como exemplo, cálcio, magnésio, sódio, potássio, carbonatos, sulfatos e cloretos (WETZEL, 2001). Além dos íons, as características geoquímicas da região, as condições climáticas e o estado trófico também podem influenciar na condutividade dos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1998). Os pontos 1 e 2 apresentaram valores baixos, que são característicos de áreas de cerrado (WANTZEN, 2003) e estão dentro da faixa de 10 a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ de classificação para as águas naturais (VON SPERLING, 2007), ao passo que, o ponto 3 apresentou valor muito alto, superior a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, que indicam ambientes impactados, o que justifica tal valor encontrado, pois, a coleta da água nesse ponto, foi realizada próxima a uma área habitada do assentamento com presença de atividades agrícolas. Corbi et al. (2011) encontrou valores mais baixos de condutividade elétrica para a água do córrego, de $0,026 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a área de referência e de $0,028 \mu\text{S cm}^{-1}$ para à jusante da contaminação por cromo.

O nitrogênio é considerado um dos principais elementos químicos da natureza, sendo essencial para os organismos (ESTEVES, 2011). Em ambientes aquáticos, pode estar presente nas formas de amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), nitrogênio molecular (N_2) e nitrogênio orgânico (VON SPERLING, 2005). Os valores de nitrogênio total observado nos pontos de coleta variaram aleatoriamente de modo a classificar a água do ponto 1 e 2 em eutrófica e do ponto 3 em oligotrófica, de acordo com Dodds (2007). Os valores encontrados estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/05, que é de $2,18 \text{ mg L}^{-1}$. O maior valor encontrado para o ponto 1 comparado com os demais pontos pode estar relacionado com a presença de cultivo de cana-de-açúcar próximo a área de coleta e o uso de fertilizantes.

O fósforo, assim como o nitrogênio é um elemento essencial aos organismos e ambos são apontados como responsáveis pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos, pois em elevadas concentrações podem causar o crescimento exagerado de algas (ESTEVES, 2001).

Os valores de fósforo total estiveram próximos dos limites estabelecido pela Resolução Conama nº 357/05 para a classe 1 ($0,025 \text{ mg L}^{-1}$) e de acordo com a classificação de Dodds (2007), o ponto 1 e 2 apresentam águas mesotróficas e o ponto 3, águas oligotróficas.

6.2. Análise de metais

Os valores das concentrações de metais detectados no sedimento do córrego Monte Alegre foram comparados com a Resolução Conama 420/09 e a Resolução Conama 454/12, que tem como referência os valores adotados pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2002). Em geral, os metais estiveram dentro das faixas estabelecidas por essas normas, sendo as menores concentrações encontradas no ponto 1 (referência) e as maiores no ponto 3 (área impactada). Observa-se para a maioria dos metais, uma variação ao longo do percurso do córrego, em que as concentrações foram aumentando do ponto 1 (nascente) para o ponto 3 (impactado) (Figura 20), devido aos diferentes usos e ocupações, tais como cultivo de cana-de-açúcar e banana, pastagem e presença de moradores.

A concentração de cromo presente no sedimento do córrego foi baixa nos três pontos analisados e estiveram dentro dos limites normativos, sendo o ponto 1 de menor concentração que o ponto 3. Estudos realizados por Corbi et al. (2011) no córrego Monte Alegre também verificaram a baixa disponibilidade desse metal no sedimento tanto na área de referência (montante) quanto na área impactada (jusante) (Tabela 5). As concentrações à montante variaram de $8,02$ a $10,9 \text{ mg kg}^{-1}$ e à jusante de $30,1$ a $32,4 \text{ mg kg}^{-1}$. Os autores ainda afirmam que a capacidade de retenção de metais pela matéria orgânica do solo pode ter influenciado na baixa mobilidade de cromo para o meio aquático, o que pode indicar as baixas concentrações encontradas nos pontos analisados. Além disso, outros processos que podem ocorrer com os metais no meio aquático tais como transformações, conversões em outras formas mais ou menos tóxicas, acúmulos em organismos aquáticos ou ainda o retorno para a coluna d'água (ARAÚJO et al., 2008), também podem ter influenciado nas baixas concentrações de cromo presentes no sedimento do córrego Monte Alegre.

Estudos realizados por Santos et al. (2009) e Helene (2016) que investigaram as concentrações de cromo presente no solo do assentamento Monte Alegre confirmam a relação entre a retenção do cromo e a matéria orgânica. Helene (2016) verificou que houve um decaimento das concentrações de cromo no solo do assentamento, o que indica que as

condições físicas e químicas do local contaminado podem ter favorecido o processo de lixiviação do metal ficando a contaminação restrita a porções rasas do solo. A autora ainda afirma que o cromo persistente, provavelmente está complexado a óxidos precipitados ou adsorvidos aos argilominerais. Santos et al. (2009) verificou que o cromo presente nas amostras de solos do Assentamento Monte Alegre está retido na matéria orgânica e/ou na fração mineral do solo, o que influencia na baixa biodisponibilidade e no transporte desse metal para o sistema aquático.

Por outro lado, valores que variaram de 45,26 a 161,82 mg kg⁻¹ de cromo foram encontrados por Sahm (2016) em sedimentos de córregos localizados próximos as áreas de curtume em Bocaina/SP. Freitas (2006) analisando o sedimento de rios que recebem efluentes de curtume em Mato Grosso do Sul, encontrou concentrações de cromo que variaram de 15,4 a 18,4 mg kg⁻¹ em áreas a nascente do corpo receptor de efluente e de 22 a 61,2 mg kg⁻¹ à jusante da emissão do efluente de curtume. Da mesma forma, Corbi et al. (2013) e Corbi (2006) analisaram as concentrações de cromo em sedimentos e encontraram valores de 14,08 a 28 mg kg⁻¹ em áreas próximas a cultivo de banana e valores de 0,16 a 2,11 mg kg⁻¹ próximos a cultivo de cana-de-açúcar.

O cádmio apresentou valores baixos e dentro dos limites das resoluções utilizadas como padrão de referência (Resolução Conama 420/09 e a Resolução Conama 454/12). Este metal é encontrado na crosta terrestre em concentrações médias de 0,1 mg kg⁻¹ (AZEVEDO e CHASSIN, 2003). Em ambientes aquáticos sua presença deve-se ao intemperismo, erosão do solo, descargas atmosféricas e ao uso de fertilizantes, o que faz a poluição ambiental por esse metal ser preocupante. Em córregos sob influência de atividades agrícolas e pastagens também foram observados valores baixos desse metal, com concentrações variando de 0,5 a 1,5 mg kg⁻¹ (SOUTO, 2014). Em contrapartida, valores acima de nível máximo permitido pela Resolução Conama 454/12, foi observado por Leite (2002), que encontrou concentrações de 9,5 mg kg⁻¹ de cádmio em sedimentos de reservatórios sob intensa influência da urbanização e de atividades agrícolas.

Este metal é altamente tóxico, podendo acumular em animais, vegetais e micro-organismos (ARAÚJO et al., 2008). Alguns estudos demonstraram que em altas concentrações, esse metal foi capaz de causar a redução na sobrevivência, crescimento e tamanho da cápsula cefálica de larvas de diferentes espécies de *Chironomus* e ainda alterar os padrões de emergência dos adultos (TIMMERMANS et al., 1992; SILDANCHANDRA e CRANE, 2000; DORNFELD, 2006).

As concentrações de cobre e zinco observadas no sedimento do córrego Monte Alegre foram baixas se comparadas a diferentes estudos e estiveram dentro dos limites da Resolução Conama 454/12 (Tabela 6). Valores menores aos encontrados para o sedimento do córrego em estudo, foram observados por Corbi (2006) em ambientes preservados com presença de mata ciliar. Por outro lado, valores próximos foram encontrados por Souto (2014) e Sahm (2016) analisando o sedimento próximo a áreas de agricultura, pastagem e urbanização; Corbi et al., (2013), em áreas de cultivo de banana e Matos (2011), em reservatórios com processos de eutrofização.

Para manganês e magnésio não existem valores de referência, pois estes são elementos típicos do solo que podem ser encontrados em diferentes concentrações e de acordo com Marques et al., (2004), solos das regiões de cerrado são ricos em Mn. No entanto, as concentrações desses metais foram as mais elevadas no córrego Monte Alegre, quando comparadas aos demais metais, com valores que variaram de 28,7 a 401,2 mg kg⁻¹ para Mn e de 182,0 a 258,5 mg kg⁻¹ para Mg. As elevadas concentrações estão relacionadas com a presença de cultivo de cana-de-açúcar e banana próximo as áreas de coleta e o uso de fertilizantes, que contêm em sua composição Mg e Mn. O ponto 2 apresentou os maiores valores comparado com os demais pontos. Neste local há cultivo de cana-de-açúcar muito próximo ao córrego e não há presença de mata ciliar, que desempenha importante função na preservação da qualidade da água e funciona como mecanismo de barreira e proteção contra a entrada de substâncias químicas para o meio aquático.

Falqueto (2011) determinando as concentrações de metais no sedimento do rio Corumbataí/SP, encontrou valores que variaram de 46 a 1288 mg kg⁻¹ de Mg e de 33 a 237 mg kg⁻¹ de Mn. Leite (2002) estudando o sedimento do Reservatório de Salto Grande/SP, observou valores entre 357,4 e 781,4 mg kg⁻¹ para Mn. Estas concentrações foram mais elevadas às obtidas no presente estudo. Por outro lado, vale ressaltar que o estudo conduzido por Leite (2002) foi realizado em um reservatório onde o tempo de permanência da água e as características lânticas podem favorecer o acúmulo de metais nos sedimentos. Da mesma forma, Silva et al. (2017) também encontrou valores altos de Mg e Mn em sedimentos de reservatórios, com concentrações que variaram de 102 a 2922 mg kg⁻¹ para Mg e de 37 a 2012 mg kg⁻¹ para Mn. Vale ressaltar que o estudo foi conduzido nos reservatórios do complexo Billings (Guarapiranga e Rio Grande) na região Metropolitana de São Paulo, os

quais apresentam um histórico de contaminação, devido à ocupação urbana ao entorno e aos descartes de efluentes industriais e domésticos.

6.3. Macroinvertebrados Aquáticos

Em geral, a análise das métricas comunitárias de avaliação da fauna do córrego Monte Alegre e a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos identificada nos três pontos de amostragem, apontaram para uma boa qualidade ambiental no ponto 1 (referência) e possíveis impactos ambientais para os pontos 2 e 3.

Os valores obtidos indicaram uma boa diversidade e riqueza da comunidade de macroinvertebrados aquáticos no ponto 1 (referência), quando comparados aos demais pontos. Da mesma forma, pode-se observar que os índices de dominância foram mais baixos na área de referência e os grupos Ephemeroptera e Trichoptera, grupos considerados sensíveis a poluição, foram identificados somente no ponto 1. Nesse sentido, os índices bióticos também concordam com as métricas comunitárias e mostraram uma boa qualidade da água para a área de referência (ponto 1) e péssima qualidade para os demais pontos de amostragem.

O Índice de Diversidade de Shannon e Riqueza de Margalef apresentaram valores semelhantes aos observados por Corbi e Trivinho-Strixino (2008) para áreas de pastagens e cultivo de cana-de-açúcar, enquanto que para áreas de mata preservada, os autores obtiveram valores mais elevados. Nesse mesmo estudo, os valores dos índices de diversidade de Shannon variaram de 0,2 a 3,0 em áreas de cana, de 2,2 a 3,5 para mata e de 1,3 a 1,4 para pastagem. Os valores dos índices de riqueza de Margalef variaram de 0,7 a 5,6 em áreas de cana, de 4,8 a 8,7 em mata e de 2,3 a 2,4 em pastagem. Valores baixos desses índices também foram observados por outros autores em áreas sob influência de diferentes usos e ocupação do solo, eutrofização e com presença de substâncias químicas e efluentes domésticos (RODRIGUES, 2003; PAULA, 2008; POSSETTI, 2015; MELLO, 2015; KUZMANOVIĆ et al., 2016; CHIRWA e CHILIMA, 2017; ZHANG et al., 2018).

Wilhm e Dorris (1968) sugerem que índices de Shannon (H') entre 3 e 5 as águas podem ser classificadas em limpas, entre 1 e 3 em moderadamente poluídas e abaixo de 1, em águas altamente poluídas. De acordo com essa classificação, o córrego Monte Alegre apresentou águas moderadamente poluídas nos três pontos analisados.

Estudos realizados na mesma área do presente estudo (Corbi et al. 2011) encontraram valores de diversidade de espécies parecidos para a referência ($H'=2,3$ e $I_{MG}=3,5$) e valores

maiores para a área impactada com cromo ($H'=2,0$ e $I_{MG}=2,9$). A baixa diversidade e riqueza dos pontos 2 e 3 pode estar relacionada com a perturbação do local, como a ausência de matas ciliares preservadas, que de acordo com Silveira et al. (2005) diminui com o aumento da perturbação ou do impacto. Nota-se que o ponto 2, está inserido em uma área aberta, com presença de agricultura e fluxo de veículos e o ponto 3, está influenciado pelo povoamento do assentamento, e também pela diminuição da área de mata no entorno. Essa relação também foi observada por Sahm (2016) que analisando três córregos no município de Bocaina/SP com diferentes usos e ocupações do solo, encontrou maiores valores de diversidade e riqueza nos pontos mais afastados da cidade, com melhores condições de vegetação ciliar e menor influência da industrialização e urbanização, enquanto que as áreas mais impactadas obtiveram índices menores.

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos do córrego Monte Alegre apresentou uma estrutura onde os representantes da família Chironomidae tiveram presentes em todos os pontos amostrados, contribuindo com 45% da fauna coletada no ponto 1, com 94% no ponto 2 e 10% no ponto 3. Corbi et al. (2011) encontraram menor representatividade de Chironomidae (25%) na área à montante (área de referência), enquanto que a área impactada foi maior (40%). A predominância dos representantes dessa família se deve as características dos córregos do Estado de São Paulo, que se encontram no Bioma Cerrado, apresentam leitos arenosos e de baixa declividade (ROQUE e TRIVINO-STRIXINO, 2001).

Também foi possível observar uma diferença na composição da fauna de Chironomidae entre os pontos de coleta. No ponto 1 (referência), foram encontradas espécies do gênero *Endotribelos*, *Stenochironomus*, *Lopescladius*, *Paratendipes* e *Caladomyia* característicos de ambientes preservados. Couceiro et al. (2007) e Corbi e Trivino-Strixino (2017) analisando a comunidade aquática em áreas preservadas, também puderam observar a presença dos gêneros *Endotribelos* e *Stenochironomus*. Por outro lado, nos pontos 2 e 3, a riqueza de gêneros de Chironomidae foi baixa, comparados com o ponto 1, ao passo que Corbi et al. (2011) encontrou representatividade de 25% dessa família na área impactada por cromo. Os únicos gêneros encontrados no ponto impactado (Ponto 3) foram *Chironomus* spp. e *Alotanypus*, também observados por Corbi e Trivinho-Strixino (2008) em áreas impactadas. O gênero *Chironomus* é muito tolerante à poluição orgânica e a condições de eutrofização, sendo considerado um indicador de perturbação ambiental (Marques et al., 1999). Peláez-

Rodriguez (2001) ainda afirma que em ambientes altamente impactados são os únicos representantes da família Chironomidae.

Em relação aos índices bióticos aplicados para analisar a qualidade da água do córrego Monte Alegre, a área de referência (ponto 1) apresentou boa qualidade, o que também é confirmado por Corbi et al. (2011). Por outro lado, a qualidade da água do ponto 2 e 3 foi péssima, provavelmente devido à pobreza faunística nesses pontos que pode ter sido influenciada pela presença de mata impactada (ponto 3), uso de fertilizantes e pesticidas no cultivo de cana-de-açúcar e a ausência de mata ciliar (ponto 2).

6.4. Testes Ecotoxicológicos

Em geral, o sedimento do córrego Monte Alegre apresentou-se tóxico as larvas de *C. xanthus* para o ponto 3 (área impactada) e com indício de toxicidade para o ponto 1 (referência).

Destaca-se para o ponto 2 que apresentou 100% de mortalidade. A toxicidade pode estar relacionada com a presença de metais no sedimento. No entanto, outros fatores podem ter contribuído com a mortalidade dos organismos, como exemplo, compostos químicos (pesticidas e fertilizantes) decorrentes da presença de atividade canavieira, uso de fertilizantes e do fluxo de veículos próximos ao ponto de coleta. Esses compostos podem ter sido lixiviados para o meio aquático e se depositados no sedimento.

Em relação ao comprimento médio das larvas, verifica-se que foi próximo nos três pontos, variando de 6,43 a 7,92mm. Os comprimentos foram semelhantes aos encontrados por Dornfeld (2006) em sedimentos contaminados por cádmio e cobre e por Souto (2014) em sedimentos com influência de agricultura e urbanização. Por outro lado, em sedimento contaminado com hormônio 17 α -etinilestradiol, foram observados valores menores aos encontrados no presente estudo, variando entorno de 1,3 mm (DELL'ACQUA, 2017).

Além das análises de metais, os testes de toxicidade têm sido frequentemente utilizados na avaliação da qualidade do sedimento (FONSECA, 1997; ALMEIDA, 2002; RODRIGUES, 2003; DORNFELD, 2006; ROIG et al., 2015; CASTRO-CATALÁ et al., 2016; WAISSI et al., 2017). O sedimento fornece o habitat para muitos organismos e é considerado um importante compartimento para depósito de contaminante. Quando contaminado, pode se tornar tóxico à biota aquática e ocasionar efeitos agudos ou crônicos, com implicações na cadeia trófica (USEPA, 2000). Os testes de toxicidade com sedimento

podem fornecer informações ecológicas importantes que pode ser utilizada para reconhecer os efeitos da toxicidade do sedimento aos organismos e potencial tóxico dos contaminantes ligados a ele (ROSIU et al, 1989; LONG et al., 2001).

Fonseca (1997) avaliou a qualidade do sedimento em vários pontos da Bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com *C. xanthus* e verificou que alguns locais, o sedimento estava de altamente a levemente contaminado e como efeito sobre as larvas, observou-se a redução na sobrevivência. As porcentagens de mortalidade dos organismos quando expostos em contato com o sedimento por 8 dias foram baixas, variando de 0 a 50% e quando em contato por 10 dias, as porcentagens foram maiores, variando de 30% a 65% de mortalidade, semelhantes as encontrados no presente trabalho.

Dornfeld (2002) avaliou a toxicidade do sedimento do Reservatório de Salto Grande/SP utilizando *Chironomus xanthus* e *Daphnia similis* e verificou indícios de toxicidade e toxicidade relacionada à presença de poluentes na maioria dos locais amostrados. As porcentagens de mortalidade foram de 0 a 61,11% para *C. xanthus* e para *D. similis*, a imobilidade variou de 0 a 100%. Além disso, a autora observou alguns efeitos sobre os organismos, sendo que muitas larvas de *C. xanthus* não cresciam e perdiam a coloração vermelha quando comparados aos organismos do controle.

Além da avaliação da qualidade do sedimento, os testes de toxicidade também têm sido utilizados para avaliar efeitos de substâncias químicas e efluentes sobre os organismos. Dell'Acqua (2017) avaliou o efeito do hormônio 17 α -etinilestradiol em *C. sancticaroli* analisando três gerações do ciclo de vida da espécie com teste de gerações e observou baixa sobrevivência (43,3 a 56,6%), atraso de 5 dias no tempo de emergência e alterações nas taxas de fecundidade na terceira geração.

Tulio (2014) avaliou os efeitos toxicológicos de amostras de água e sedimento, de três locais próximos a uma estação de tratamento de esgotos domésticos, em Curitiba/PR utilizando *D. magna* e *C. sancticaroli*. Quanto à toxicidade da água foi observado acréscimo da reprodução, letalidade e a ausência do desenvolvimento da maturidade sexual em *D. magna*. Quanto ao sedimento, ocorreu o desenvolvimento anormal do comprimento dos organismos em *C. sancticaroli*. Por outro lado, Masutti (2004) observou a bioacumulação de cromo e cobre em diferentes espécies, incluindo *C. xanthus* por meio de ensaios toxicológicos, quando os organismos foram submetidos a diferentes concentrações.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da concentração de cromo no sedimento e da composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos sugerem que o cromo proveniente das aparas de couro que foi depositado no solo em 2001 no assentamento Monte Alegre não interferiu na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, uma vez que, no ponto 1 (nascente) também foi encontrada concentrações de cromo e a riqueza de espécies foi mais elevada. Outros fatores decorrentes do uso e ocupação do solo ao entorno do córrego, tais como cultivos de cana-de-açúcar e banana, uso de fertilizantes e ausência de mata ciliar podem ter contribuído para a baixa riqueza e diversidade de macroinvertebrados aquáticos e a toxicidade do sedimento nos ponto 2 e 3.

Destaca-se a importância da presença da mata ciliar na preservação da qualidade da água e como mecanismo de barreira e proteção contra a entrada de metais para os corpos de água. Ressalta-se ainda a necessidade do adequado manejo de produtos agrícolas, de resíduos de curtiúme, devido aos impactos que podem causar, não só para o meio ambiente modificando a paisagem e a qualidade ambiental, mas também para a comunidade do assentamento que utiliza o solo para a produção e comercialização de alimentos e a água para o consumo.

Recomenda-se um monitoramento mais detalhado no córrego Monte Alegre, com a realização de mais coletas ao longo do ano, análises de metais e de agrotóxicos da água e um número maior de ensaios ecotoxicológicos.

8. REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15469. **Ecotoxicologia– Coleta, preservação e preparo de amostras**. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181. **Solo - Análise granulométrica**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for chromium**. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2012.

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio del Agua en Andaluzia (SIAGA)**, Almeria, v. 2, p. 203-13, 1996.

ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Transporte de cromo trivalente influenciado pelo pH, horizonte do solo e fontes do cromo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 497-501, 2001.

ALLAN, J. D; CASTILLO, M. M. **EcologyStream: structure and function of running waters**. Second Edition, Springer. 429 p., 2007.

ALMEIDA, C. A. **Estudo ecotoxicológico do sedimento de represas do Rio Tietê com o organismo – teste bentônico *Chironomus xanthus* Rempel (Insecta:Diptera)**. 2002. 139f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

ALVARADO, J. J; AGUILAR J. F. Batimetría, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto em aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**. v. 57, p. 19-29, 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21.ed., New York: AWWA, WPCR. 937p. 2005.

ARAÚJO, R. P. A et al. Avaliação da qualidade de sedimentos. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações**. 2 ed. RiMa, cap.13, p. 293-326, 2008.

ARFAOUI, S. et al. Application of clays to treatment of tannery sewages. **Desalination**, v. 185, n. 1-3, p. 419-426, 2005.

ARMITAGE, P. D. et al. The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. **Water Research**, v. 17, n. 3, p.333- 347, 1983.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. D. M. **Metais: gerenciamento da toxicidade**. São Paulo: Editora Atheneu, 2003.

BAGGIO, D. R. **Respostas metabólicas e moleculares de *Chironomus sancticaroli* Strixino & Strixino, 1981 (Diptera: Chironomidae) exposta ao Malathion, Fenantreno e Cádmio**. 2016. 187f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

BAJZA, Z; VRCEK, I. V. Water quality analysis of mixtures obtained from tannery waste effluents. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 50, n. 1, p. 15-18, 2001.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do impacto de efluentes (lodos) de estações de tratamento de água a biota aquática através de testes de toxicidade**. 199 f. 2000. Tese (Doutorado) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2000.

BARBOZA, L. G. A. **O biomonitoramento aquático como ferramenta de gestão ambiental**. 64f. 2011. Trabalho de conclusão de curso - Universidade Tecnológica Federal do Paraná UTFPR, Medianeira, 2011.

BEGHELLI, F. G. S. et al. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na Bacia do Rio Jundiá-Mirim-SP-BR. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 19, n. 1, p. 13-22, 2015.

BEVILACQUA, J. E. **Estudos sobre a caracterização e estabilidade biogeoquímica dos sedimentos do sistema Tietê (Pirapora a Barra Bonita), S. P. São Paulo**. 178p. 1996. Tese (Doutorado). Instituto de Química, Universidade de São Paulo. 1996.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 7 abr. 2008. Seção 1, p. 64-68.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Seção 1. p. 81-84.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria MS nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1. p. 39-46.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 08 nov. 2012. Seção 1. p.66.

BURTON Jr, G. A. **Sediment toxicity assessment**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 457p. 1992.

BUSS, D. F. et al. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.

CAIRNS, M. A. et al. Toxicity of copper-spiked sediments to freshwater invertebrates. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 3, p.435-445, 1984.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of Water Quality Index, User's Manual. In: **Canadian environmental quality guidelines**. Canadian Council of aquatic life: CCME, Winnipeg, 2002. Disponível em http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html. Acesso em fev/2018.

CARDOSO, J. T. et al. Monitoramento da qualidade da água no planalto sul de SC, através da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. **Revista UNIPLAC**, v. 5, n. 1, 2017.

CARDOSO, R. S.; NOVAES, C. P. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 1, n. 5, 2013.

CARTER, J. L. et al. Macroinvertebrates como indicadores bióticos de qualidade ambiental. In: **Métodos em Stream Ecology**. p. 293-318. 2017.

CASTRO-CATALÀ, N. et al. Ecotoxicity of sediments in rivers: Invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. **Science of the total environment**, v. 540, p. 297-306, 2016.

CHAGAS, F. B. et al. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.

CHIRWA, E. R.; CHILIMA, L. Use of Benthic Macroinvertebrate Indices as Bioindicators of Ecosystem Health for the Detection of Degraded Landscapes in Malawi. **International Journal of Agriculture, Forestry and Fisheries**. v. 5, n. 6, p. 128-134, 2017.

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A. M. **Manual básico de resíduos industriais de curtume**. Porto Alegre, SENAI/RS, 1994.

COLOMBO-CORBI, V. et al. Genetic Diversity Loss in *Chironomus sancticaroli* (Diptera: Chironomidae) Exposed to Pyrimethanil Fungicide: an Analysis Using RAPD Technique. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 10, p. 399, 2017.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Relatório de qualidade de águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2004**. São Paulo: CETESB, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo, 113p. 2012.

CORBI, J. J. **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. 2006. 96f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlo, São Carlos, 2006.

CORBI, J. J. et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, p. 61-65, 2006.

CORBI, J. J. et al. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 644-648, 2010.

CORBI, J. J. et al. Assessment of Chromium Contamination in the Monte Alegre Stream: a Case Study. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n. 3, p. 613-620, 2011.

CORBI, J. J. et al. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? **Ecological Indicators**. v. 25, p. 156-161, 2013.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Relationship between Sugar Cane Cultivation and Stream Macroinvertebrate Communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.51 n.4, p. 769-779, 2008.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomid species are sensitive to sugarcane cultivation. **Hydrobiologia**, v. 785, p. 91-99, 2017.

CORTES, R. M. V. et al. **Caracterização físico-química das águas dulciaquícolas- Implicações biológicas**. Vila Real, 131 p. 1992.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COUCEIRO, S. R. M et al. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 271-284, 2007.

DELL'ACQUA, M. M. **Efeito do hormônio 17-etinilestradiol sobre a biologia de *Chironomus sancticaroli* (Chironomidae, Diptera)**. 2017. 75f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2017.

DE PAULA, F. C. F.; MOZETO, A. A. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed at the Brazilian southeastern coast. **Applied Geochemistry**, v. 16, p.1139-1151, 2001.

DE PAUW, N.; VANHOREN, G. Method for biological assessment of watercourse in Belgium. **Hydrobiologia**. v. 100, p.153-168, 1983.

DO CARMO, C. A. et al. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no Estuário de São Vicente-SP, Brasil. **O Mundo da Saúde**. v. 35, n.1, p.64-70, 2011.

DODDS, W. K. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 12, p. 669-676, 2007.

DORNFELD, C. B. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP).** 2002. 223f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

DORNFELD, C. B. **Utilização de *Chironomus* sp. (Diptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais.** 2006. 239f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DORNFELD, C. B. et al. Caracterização ecotoxicológica do sedimento da Represa do Lobo (Itirapina-Brotas, SP) e seus tributários. In: ESPÍNDOLA, E.L.G., ed. **Impactos ambientais em recursos hídricos: causas e consequências.** Rima editora. p. 245-259. 2001.

DOS SANTOS, M. O.; DE MELO, S. M. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água de nascentes-Análise de macroinvertebrados Bentônicos como bioindicadores. **JEAP**, v. 2, n. 1, p. 36-43, 2017.

ELDER, J. F. **Applicability of ambient toxicity testing to national or regional water-quality assessment.** U. S. Geological Survey Circular: 1049, Denver, 49p. 1990.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Interciência. 826p. 2011.

FALQUETO, M. A. **Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) e dos elementos químicos nas águas e nos sedimentos do rio Corumbataí-SP.** 2008. 117f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica.** 2007. 226 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

FERNICOLA, N. A. G. G. et al. Ecotoxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases ecotoxicológicas da ecotoxicologia,** RiMa editora, InterTox, p.221-243, 2003.

FONSECA, A. L. **Avaliação da qualidade da água do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados.** 1997. 211f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

FÖRSTNER, U. Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In: BAUDO, R.; GIESY, J. P.; MUNTAU, H. **Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants**. Boca Raton: Lewis Publishers, p. 61-105, 1990.

FORSTNER, U.; WITTMAN, G.T.W. **Metal pollution in the aquatic environment**, Springer-Verlag, 2ª edição revisada, Berlin, Alemanha, 475p. 1983.

FREITAS, T. C. M. **O cromo na indústria de curtumes de Mato Grosso Do Sul, Brasil: aspectos ecológicos**. 2006. 136f. Tese (Doutorado) – Programa Multiinstitucional de Pós-Graduação em Ciências da Saúde, Campo Grande, 2006.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - ITESP. **Assentamentos – Situação Quanto à Localização Municipal**. Disponível em: <<http://www.itesp.sp.gov.br/br/info/acoes/assentamentos.aspx>> Acesso em: 07 fev 2018.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, n.1, 2003.

HAMADA, N. et al. **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora INPA, 724p, 2014.

HAMMER, Ø. et al. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 9p. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm, 2001.

HELENE, L. P. I. **Diagnóstico ambiental de solo contaminado por cromo de curtume em Motuca (SP) por métodos geofísicos**. 2016. 77f. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2016.

HIGASHI, E. S. **Bioensaios de toxicidade da água do efluente de biofiltros em areia como ferramenta de avaliação da qualidade da água**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

HORTELLANI, M. A. et al. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos – São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemistry Society**, v. 16, p.1140-9, 2005.

JOHNSON, R. K. et al. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.;

RESH, V.H. (Eds.) **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Kluwer Academic Publishers, p.40-158. 2001.

JORDÃO, C. P. et al. Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 207, n. 1, p. 1-11, 1997.

JORDÃO, C. P. et al. Contaminação por cromo de águas de rios proveniente de curtumes em Minas Gerais. **Química Nova**, v. 22, n. 1, p. 47-52, 1999.

KHAN, R. et al. Heavy Metal Pollution Assessment in Surface Water Bodies and its Suitability for Irrigation around the Neyevli Lignite Mines and Associated Industrial Complex, Tamil Nadu, India. **Mine Water and the Environment**, v.24, p.155–161, 2005.

KUZMANOVIĆ, M. et al. Ecotoxicological risk assessment of chemical pollution in four Iberian river basins and its relationship with the aquatic macroinvertebrate community status. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 324-333, 2016.

LEGHOUCHI, E. et al. Evaluation of chromium contamination in water, sediment and vegetation caused by the tannery of Jijel (Algeria): a case study. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 153, p. 111–117, 2009.

LEITE, M. A. **Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana-SP**. 2002. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 2002.

LESLIE, H. A. et al. Triad Assessment of the Impact of Chromium Contamination on Benthic Macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 37, p. 182–189, 1999.

LINNIK, P. M.; ZUBENKO, I. B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 5, n. 1, p. 11-21, 2000.

MAITLAND, P. S. The distribution of zoobenthos and sediments in Loch Leven, Kinross, Scotland. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 85, n.1, p. 98-125, 1979.

MARQUES, J. J. et al. Trace element geochemistry in Brazilian Cerrado Soils. **Geoderma**, v. 121, p. 31-43. 2004.

MARQUES, M. M. G. S. M. et al. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

MASUTTI, M. B. **Distribuição e efeitos de cromo e cobre em ecossistemas aquáticos: uma análise laboratorial e "in situ" (experimentos em micro e mesocosmos)**. 2004. 390f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MATOS, M. F. **Avaliação e identificação da toxicidade de amostras de água e sedimento do Reservatório de Funil, RJ**. 2011. 59f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2011.

MCCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology: The fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives**. Boston, EUA: Jones & Bartlett. 448p. 1981.

MELLO, J. L. S. **Efeitos da presença do fungicida Pyrimethanil na comunidade de macroinvertebrados bentônicos: estudos *in situ* e laboratoriais**. 2015. 84f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

MERRITT, R. W. et al. **An introduction to aquatic insects of North America**. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa, USA, 1158 p., 2008.

MONTEIRO, T. R. et al. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do Índice Biótico BMWP' à bacia do Rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MORAIS, G. S. **Efeitos genotóxicos e biológicos em *Chironomus sancticarloi* (Strixino & Strixino, 1981) causados pela exposição ao fenantreno**. 2014. 75f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

MOZETO, A. A. **Critérios de qualidade de sedimentos (CQS) para metais pesados: fundamentos teóricos e técnicos para implementação**. Anexo do relatório de Pós-doutorado FAPESP, 86p. 2001.

MUGNAI, R. et al. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos, 176 p, 2010.

NAMMINGA, H.; WILHEM, J. Heavy metals in water, sediments, and chironomids. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 49, p. 1725-1731, 1977.

NAVAS-PEREIRA, D. et al. **Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água, sedimento e peixes da Represa de Barra Bonita**. 21p. 1985.

OCHIAI, E. I. Toxicity of heavy metals and biological defense. Principles and applications in bioinorganic chemistry. **VII. Journal of Chemical Education**, v.72, n.6, p.479-483, 1995.

OLIVEIRA, N. J. A terra é expressão de um projeto de vida. In: CAMPOS, NETO, MOURA e MIOTELLO (orgs.) **Dias de Luta e de Vitória: Construindo novas formas identitárias e novas relações de sociabilidade em assentamentos no Estado de São Paulo**. São Carlos: Centro de Educação e Ciências Humanas – CECH / Pedro e João Editores, p. 157-161, 2008.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**. São Paulo: CETESB. Série P + L. 76 p, 2005.

PASQUALINI, J. P. Avaliação da qualidade ambiental de sedimentos do rio Gravataí (RS) com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos. **XXVI Salão de iniciação científica da UFRGS**, Porto Alegre, 2014.

PAULA, P. M. S. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)**. 2008. 106f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

PEIXOTO, M. J. B. M. M. **Qualidade biológica da água do Rio Cávado**. 2008. 125f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Porto, Porto, 2008.

PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. 175p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PEPINELLI, M. et al. Concentração de metais em insetos aquáticos de córregos sob diferentes usos do solo: um estudo preliminar. **VII Congresso de Ecologia do Brasil**. 2005.

PERALTA, M. M. C. **Uso de um lodo de cromo proveniente da indústria de curtume na fabricação de vidros sodo-cálcicos**. 121f. 2014. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

PFEIFFER, W. C, et al. Chromium in water, suspended particles, sediments and biota in the Irajá river estuary. **Environmental Pollution**, v. 4, p. 193–205, 1982.

PHIPPS, D. A. Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems. **In: Effect of heavy metal pollution on plants.** Ed. LEPP. N. W. Applied Science Publishers. p. 1-54, 1981.

PIMENTA, S. M. et al. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 198, 2016.

POSSETTI, R. B. **Avaliação do impacto da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Araraquara-SP, no manancial Ribeirão das Cruzes, pela utilização dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores.** 68f. 2015. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

RAINBOW, P. S.; PHILIPS, D. J. H. Cosmopolitan Biomonitoring Of Trace Metals. **Marine Pollution Bulletin**, v.26, n.11, p.593-601, 1993.

RAND. G. M. In: GUTHRIE, F. E.; PERRY, J. J. **Introduction to environmental toxicology.** Elsevier, North Holland, 1980.

RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications.** Washington, Hemisphere Publishing, 1985.

REINFELDER, J. R. et al. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**, v.219, p. 117-135, 1998.

ROCHA, C. H. B.; AZEVEDO, L. P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, p. 33-44, 2015.

RODRIGUES, M. H. S. **Limnologia, análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e bioensaios de toxicidade para avaliação ambiental dos reservatórios em cascata do Médio e Baixo Rio Tietê (SP).** 2003. 232f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

ROIG, N. et al. Assessment of sediment ecotoxicological status as a complementary tool for the evaluation of surface water quality: the Ebro river basin case study. **Science of the total environment**. v. 503-504, p. 269-278, 2015.

ROMERO, K. C. et al. Caracterização lenticela da qualidade da água usando macroinvertebrados como bioindicadores: um índice BMWP adaptado. **Indicadores ecológicos**, v. 72, p. 53-66, 2017.

ROQUE, F. O.; TRIVINO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, n.2, p. 69-77, 2001.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993.

ROSIU, C. J. et al. Toxicity of vertical sediments in the Treton Channel, Detroit River, Michigan, to *Chironomus tentans* (Insecta: Chironomidae). **Journal of Great Lakes Research**. v.15, n.4, p.570-580, 1989.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle**. Springer-Verlag. 349p. 1984.

SAHM, L. H. **Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores em Córregos urbanos do município de Bocaina-SP**. 2016. 75f. Dissertação (Mestrado). Centro Universitário de Araraquara, Araraquara, 2016.

SANTOS, A. et al. Distribuição e biodisponibilidade de cromo em solos contaminados por resíduos de couro. **Química Nova**, v. 32, n.7, p. 1693-1697, 2009.

SARAIVA, A. S. **Avaliação da toxicidade de Tiametoxam, Ciproconazol e Paraquat em invertebrados aquáticos**. 2016. 91f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Tocantins, Gurupi, 2016.

SAVAZZI, E. A. **Determinação da presença de bário, chumbo e cromo em amostras de água subterrânea coletadas no Aquífero Bauru**. 2008. 74f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2008.

SILDANCHANDRA, W.; CRANE, M. Influence of sexual dimorphism in *Chironomus riparius* Meigen on toxic effects of cadmium. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v. 19, p. 2309-2313, 2000.

SILVA, C. S.; PEDROZO, M. F. **Ecotoxicologia do cromo e seus compostos**. Cadernos de Referência Ambiental, v. 5, 1ª ed., Centro de recursos ambientais, Salvador, 2001.

SILVA, L. S. et al. Avaliação da concentração de metais tóxicos em amostras de sedimentos dos reservatórios do complexo Billings (Guarapiranga e Rio Grande). **Geochimica Brasiliensis**, v. 31, n. 1, p. 37, 2017.

SILVEIRA, M. P. et al. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, n. 1-3, p. 117-128, 2005.

SONODA, K. C. **Relação entre o uso da terra e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo**. 2005. 141f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Piracicaba, 2005.

SOUTO, R. M. G. **O papel da contaminação por compostos organoclorados e metais na ecologia de macroinvertebrados bentônicos**. 2014. 80f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

STRIXINO, G. & STRIXINO, S. T. A temperatura e o desenvolvimento larval de *Chironomus sancticaroli* (Diptera: Chironomidae). **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 3, n. 4, p. 177-180, 1985.

SVENSSON, O. et al. Assessing the ecological impact of banana farms on water quality using aquatic macroinvertebrate community composition. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2017.

TERRA, N. R.; FEIDEN, I. R. **Toxicidade do sedimento em áreas próximas a curtumes**. Estudos de Biologia Ambiente e Diversidade. v. 36, p. 65-77, 2014.

THOMAS, R. L. A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants. **Hydrobiologia**, v. 149, p. 247-258, 1987.

TIMMERMANS, K. R. et al. Cadmium, zinc, lead and copper in *Chironomus riparius* (Meigen) larvae (Diptera, Chironomidae): uptake and effects. **Hydrobiologia**. v. 241, p. 119-134, 1992.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Guia de identificação de larvas. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora INPA, 724p, 2014.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. **Indicadores básicos de qualidade ambiental para bacias hidrográficas: macroinvertebrados bentônicos como**

indicadores biológicos. Curso teórico-prático sobre bioindicadores de qualidade de água. Organizado pela Embrapa meio Ambiente, 2000.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose de gêneros.** São Carlos, UFSCar, 227p. 1995.

TULIO, J. **Uso de invertebrados aquáticos na avaliação da toxicidade da água e do sedimento contaminados por efluentes de esgoto doméstico.** 141f. 2014. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** Oficina de Textos. 632p. 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. USEPA/600/R-99/064. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminant with freshwater invertebrates.** 2 ed. Washington. D.C. 2000.

VALDOVINOS, C.; FIGUEROA, R. Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. **Hydrobiologia.** v. 429, p. 151-156, 2000.

VIVEIROS, W. ***Chironomus sancticarloi* - do cultivo em laboratório ao ensaio ecotoxicológico com amostras ambientais de sedimento.** 91f. 2012. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª ed. Belo Horizonte: UFMG, v.1, 452 p., 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: UFMG, v.7, 452 p., 2007.

WAISSI, G. C. et al. The chronic effects of fullerene C₆₀-associated sediments in the midge *Chironomus riparius* – Responses in the first and the second generation. **Environmental Pollution.** v. 229, p.423-430, 2017.

WANDSCHEER, A. C. D. **Macroinvertebrados bentônicos em lavoura de arroz irrigado sob efeito de fungicidas e inseticidas.** 100f. 2016. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

WANTZEN, K. M. Cerrado stream characteristic of a treathened freshwater ecosystem type on the Teatiary Shields of Central South America. **Amazoniana,** v. 3, n. 4, p.481-502. 2003.

WENG, H.; CHEN, X. Impact of polluted canal water on adjacent soil and groundwater systems. **Environmental Geology**, v. 39, n. 28, p. 945-950, 2000.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia. Sawders ed. 1006p. 2001.

WILHM, J.; DORRIS, T. Biological parameters for water quality criteria. **Biological Science**, v. 18, p. 477-381. 1968.

WOOD, J. M. Biological cycles for toxic elements in the environment. **Science**. v. 183, p. 1049-1052, 1974.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Chromium**. Geneva, Environmental Health Criteria, 1988.

ZAGATTO, P. A. Apostila – Mini-curso Ecotoxicologia Aquática. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia** – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 18p. 1999.

ZHANG, Y. et al. Substrate degradation and nutrient enrichment structuring macroinvertebrate assemblages in agriculturally dominated Lake Chaohu Basins, China. **Science of the total environment**. v. 627, p. 57-66, 2018.

XU, M. et al. Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. **Hydrobiologia**, v. 729, n. 1, p. 247-259, 2014.

Anexos

Anexo 1 – Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo de BMWP, com adaptações (Peláez-Rodríguez, 2001).

Famílias	Score
PLECOPTERA: Grypopterigidae, Perlidae. TRICHOPTERA: Leptoceridae, Odontoceridae, Helicopsychidae, Calamoceratidae, Sericostomatidae.	10
TRICHOPTERA: Psychomyiidae, Philopotamidae, Hydrobiosidae. ODONATA: Lestidae, Gomphidae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae. EPHEMEROPTERA: Polymitarcyidae.	8
TRICHOPTERA: Polycentropodidae, Rhyacophilidae. EPHEMEROPTERA: Caenidae, Leptohyphidae, Tricorythidae.	7
ODONATA: Coenagrionidae. TRICHOPTERA: Hydroptilidae, Glossosomatidae. MOLLUSCA: Ancyliidae. CRUSTACEA: Gammaridae.	6
HEMIPTERA: Mesoveliidae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Belostomatidae, Notonectidae, Corixidae, Pleidae. COLEOPTERA: Dytiscidae, Hydrophilidae, Gyrinidae, DIPTERA: Tipulidae, Simuliidae, TRICHOPTERA: Hydropsychidae. MEGALOPTERA: Corydalidae.	5
EPHEMEROPTERA: Baetidae. MEGALOPTERA: Sialidae. DIPTERA: Empididae, Tabanidae COLEOPTERA: Elmidae	4
DIPTERA: Ceratopogonidae, Culicidae	3
DIPTERA: Chironomidae, Syrphidae	2
OLIGOCHAETA	1

Classe	Faixa BMWP	Qualidade da água BMWP	Cor indicativa (Padrão)
1	≥ 81	Excelente
2	80 - 61	Boa
3	60 - 41	Regular
4	40 - 26	Ruim
5	≤ 25	Péssima

Anexo 2 – Diagrama para determinação do Índice Biótico Belga (IBB), com modificações de Trivinho-Strixino e Nascimento (2000).

I	II	III				
Grupos faunísticos		Número total de U.S.				
		0-1	2-5	6-10	11-15	≥16
		Índices bióticos				
PLECOPTERA ou Ecdyonuridae	1 + de uma U.S.	-	7	8	9	10
	2 uma só U.S.	5	6	7	8	9
TRICHOPTERA com invólucro larvar	1 + de uma U.S.	-	6	7	8	9
	2 uma só U.S.	5	5	6	7	8
Ancyloidae ou EPHEMEROPTERA excepto Ecdyonuridae	1 + de uma U.S.	-	5	6	7	8
	2 2 ou – de 2 U.S.	3	4	5	6	7
Aphelocheirus ou ODONATA ou Gammaridae ou MOLLUSCA excepto Sphaeridae	0 todas as U.S. mencionadas ausentes	3	4	5	6	7
Asellus ou HIRUDINEA ou Sphaeridae ou HETEROPTERA excepto Aphelocheirus	0 todas as U.S. mencionadas ausentes	2	3	4	5	6
Tubificidae ou Chironomidae dos grupos Thummi-plumosus	0 todas as U.S. mencionadas ausentes	1	2	3	-	-
Eristalinae	0 todas as U.S. mencionadas ausentes	0	1	1	-	-

Classe	Faixa IBB	Qualidade da água IBB	Cor indicativa (Padrão)
I	9-10	Água não Poluída	
II	7-8	Ligeiramente Poluída	
III	5-6	Moderadamente Poluída	
IV	3-4	Muito Poluída	
V	0-2	Fortemente Poluída	